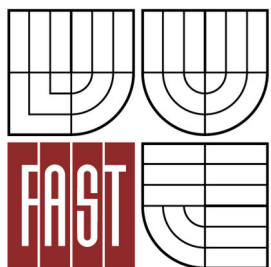




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

ENERGETICKÁ OPTIMALIZACE PROVOZU ČOV

ENERGETIC OPTIMISATION OF WWTP'S OPERATION

DIPLOMOVÁ PRÁCE
DIPLOMA THESIS

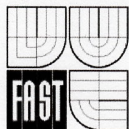
AUTOR PRÁCE
AUTHOR

BC. VERONIKA ČÍŽOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

prof. Ing. PETR HLAVÍNEK, CSc., MBA

BRNO 2016



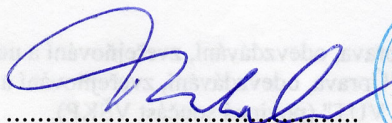
VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program N3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství obcí

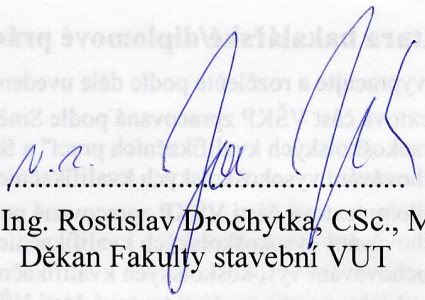
ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Diplomant Bc. Veronika Čížová
Název Energetická optimalizace provozu ČOV
Vedoucí diplomové práce prof. Ing. Petr Hlavínek, CSc., MBA
Datum zadání diplomové práce 31. 3. 2015
Datum odevzdání diplomové práce 15. 1. 2016

V Brně dne 31. 3. 2015


doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu




prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA
Děkan Fakulty stavební VUT

Podklady a literatura

- [1] Metcalf & Eddy. Wastewater engineering: treatment and reuse (4th International Edition). McGraw-Hill, New York. 2003. ISBN 0-07-041690-7.
- [2] SHI, Cao Ye. Mass Flow and Energy Efficiency of Municipal Sewage Treatment Plant. London: Intl Water Assn, 2011. ISBN 978-184-3393-825.
- [3] GRADY, C.P. Leslie ; DAIGGER, Glen T. ; LOVE, Nancy G. ; FILIPE, Carlos D.M. Biological Wastewater Treatment, Third Edition, IWA Publishing, 2011. 991 s. ISBN 9780849396793.
- [4] Water Environment Federation Technical Practice Committee. Nutrient Removal, WEF MOP 34 (Water Resources and Environmental Engineering Series). McGraw-Hill Professional. 1 edition. ISBN 9780071737098.
- [5] HLAVÍNEK, P.; MIČÍN, J.; PRAX, P. Příručka stokování a čištění, Brno: NOEL 2000, 2001, ISBN 80-86020-30-4.
- [6] KREJČÍ a kol. Odvodnění urbanizovaných území - koncepční přístup, Brno: NOEL 2000, 2002, ISBN 80-86020-39-8.
- [7] Sborníky Water Science and Technology, IWA Publishing


Zásady pro vypracování (zadání, cíle práce, požadované výstupy)

Diplomová práce bude zaměřena na energetickou optimalizaci provozu ČOV s cílem dosažení úplné energetické soběstačnosti. Práce je řešena na základě požadavku z praxe ve spolupráci se společností Vodovody a kanalizace Břeclav. Bude zpracován přehled postupů a technologií, zejména s ohledem na úspory energie na ČOV. V druhé části práce bude zpracován energetický audit čistírny odpadních vod Mikulov, bilance látkového zatížení a zpracována studie energetické optimalizace provozu ČOV. Podklady si diplomantka zajistí po dohodě s vedoucím práce v rámci diplomového semináře u fy AQUA PROCON a VAK Břeclav. Při zpracování textů, výpočtů a výkresové části dokumentace bude v maximální míře využita výpočetní technika.

Struktura bakalářské/diplomové práce

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).
2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchovávání vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).


.....
prof. Ing. Petr Hlavínek, CSc., MBA
Vedoucí diplomové práce

ABSTRAKT

Snížování spotřeby energie je v dnešní době trendem nejenom v oblasti čistírenství. Při současném zvyšování nároků na kvalitu odtoku z čistíren se energetická optimalizace stává pro provozovatele náročnou výzvou. Tato práce předkládá možné přístupy k energetické optimalizaci a sumarizuje konkrétní technologie a zákroky, z nichž některé jsou ve fázi výzkumu a jiné již úspěšně aplikované. Zároveň je zde zdůrazněn význam příspěvku provzdušňování aktivačních nádrží k celkové spotřebě čistírny.

Změna řízení provzdušňování, které je nově regulováno na základě měření koncentrace složek dusíku v aktivační nádrži, je testována pomocí matematického modelu za použití dat z ČOV Mikulov; pro tuto čistírnu je zároveň zpracován přehled spotřeby energie a nastíněna další možná úsporná opatření.

KLÍČOVÁ SLOVA

spotřeba energie, čistírna odpadních vod, provzdušňování, biologické odstranění dusíku, matematické modelování a simulace

ABSTRACT

The reduction in energy consumption is nowadays of increasing importance also within the field of waste water treatment. In combination with increasing requirements for the WWTP (waste water treatment plant) outlet quality, the energy optimization becomes very challenging for the plants operators. This thesis presents possible approaches to the energy optimization and summarizes technologies and measures, where some of them are in the research phase while others are already implemented successfully. In particular, the contribution of the activation tanks aeration process to the overall energy consumption of a plant is highlighted.

A change in the aeration control is tested using a mathematical model of WWTP in Mikulov, South Moravia in Czech Republic. In the new setting the aeration is regulated based on the concentration of nitrogen compounds in the activation tank. There is also a brief survey of the energy consumption of the plant and an outline of other possible energy conservation measures.

KEY WORDS

energy consumption, wastewater treatment plant, aeration, biological nitrogen removal, mathematical modelling and simulation

Bibliografická citace VŠKP

Bc. Veronika Čížová *Energetická optimalizace provozu ČOV*. Brno, 2016. 85 s.. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce prof. Ing. Petr Hlavínek, CSc., MBA

.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracoval(a) samostatně a že jsem uvedl(a) všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 15.1.2016

.....
podpis autora
Bc. Veronika Čížová

Poděkování:

V první řadě děkuji vedoucímu mé diplomové práce profesoru Petru Hlavínkovi za jeho připomínky a za zprostředkování mnoha užitečných informací a kontaktů.

Velký dík patří firmě DHI za poskytnutí licence k softwaru WEST, bez něhož by nevznikla stěžejní část této práce. Zejména děkuji panu Ing. Jiřímu J. Čermákovi, Phd. za rady při využití softwaru a Magdaleně Trylanské za ochotu při spolupráci.

Dále chci poděkovat panu Otovi Dubinovi z VAK Břeclav za vytrvalou spolupráci při sbírání informací o čistírně v Mikulově, za poskytnutá data a mnohé konzultace.

Můj dík patří také panu inženýru Chládkovi za poskytnutí informací z brněnské ČOV a panu inženýru Janu Ševčíkovi z firmy HUBER za informace o produktech.

Obsah

1	Úvod.....	3
2	Optimalizace spotřeby energie v čistírně odpadních vod	4
2.1	Velikost čistírny a její vliv na možnosti energetické optimalizace	4
2.1.1	Malé čistírny.....	5
2.1.2	Velké čistírny	5
2.2	Spotřeba elektrické energie	5
2.3	Identifikace míst spotřeby elektrické energie	8
2.3.1	Čerpadla	8
2.3.2	Dešťová zdrž	8
2.3.3	Mechanické předčištění.....	8
2.3.4	Biologické čištění	10
2.3.5	Terciární čištění.....	11
2.3.6	Kalové hospodářství.....	12
2.3.7	Budovy a areál.....	14
2.4	Odstranění dusíku v biologické ČOV.....	14
2.4.1	Konfigurace čistírny	15
2.5	Spotřeba energie aerátory	16
2.5.1	Proces aerace	17
2.5.2	Možnosti snížení spotřeby energie	19
2.6	Spotřeba energie čerpadly	23
2.6.1	Možnosti snížení spotřeby energie	24
2.6.2	Shrnutí možností snížení spotřeby energie čerpadly	26
2.7	Produkce bioplynu v kalovém hospodářství.....	26
2.7.1	Anaerobní vyhnívání kalu	27
2.7.2	Zužitkování bioplynu	29
2.7.3	Zvýšení produkce bioplynu	30
2.8	Další možnosti úspory/produkce energie	37
2.8.1	Rekuperace tepla	37
2.8.2	MFC	39
2.8.3	Instalace malé vodní elektrárny.....	39
2.8.4	Pyrolýza kalu.....	40
2.8.5	Sušení a spalování kalu	42

2.8.6	Rekonstrukce a provoz stokové sítě	45
2.8.7	Využití pozemku ČOV pro solární panely	45
2.8.8	Produkce vodíku	45
2.9	Shrnutí teoretický poznatků	46
3	Optimalizace spotřeby energie na ČOV Mikulov	47
3.1	ČOV Mikulov	47
3.1.1	Bilance látkového znečištění	49
3.1.2	Spotřeba energie	50
3.2	Software WEST	51
3.2.1	Model WEST	52
3.3	Podklady pro modelování	55
3.3.1	Konfigurace čistírny	55
3.3.2	Kvalita vody na přítoku a odtoku z čistírny	55
3.3.3	Průtok čistírnou	57
3.3.4	Veličiny měřené v aktivační nádrži	57
3.4	Modelování čistírny	57
3.4.1	Nastavení vstupního modelu	58
3.4.2	Simulace	58
3.4.3	Původní nastavení provzdušňování	59
3.4.4	Nové nastavení provzdušňování	60
3.4.5	Výkon čistírny při novém nastavení provzdušňování	62
3.5	Další možnosti úspory energie na ČOV Mikulov	71
3.5.1	Provzdušňování uskladňovací a vyrovnávací nádrže na kal	71
4	Závěr	72
5	Bibliografie	73
6	Seznam tabulek	80
7	Seznam obrázků	81
8	Seznam použitých zkratk a symbolů	83
9	Summary	85

1 ÚVOD

Dnešní doba vyžaduje chápat odpadní vodu jako surovinu, což platí zároveň pro ostatní druhy odpadů. V první řadě tedy odpadní voda může být surovinou pro výrobu energie. Využití odpadní vody pro výrobu energie vyhovuje novodobému trendu příklonu k sekundárním zdrojům biomasy (tedy takovým, které nejsou produkovány za účelem jejich využití ale jako vedlejší produkt) a nepřímě tak snižuje tlak na využívání fosilních paliv.

Podle průzkumu ČSÚ z roku 2014 (1) je v České Republice téměř 80 % obyvatel napojených na kanalizaci zakončenou mechanicko-biologickou čistírnou odpadních vod. Velké množství těchto čistíren je navíc vybaveno terciárním čištěním. Dá se říct, že čistírny plní svoji funkci a významně se podílí na udržování dobré kvality povrchových vod. Jejich provoz je ale energeticky náročný, což na druhé straně životní prostředí zatěžuje. Zároveň je provoz čistíren zátěží ekonomickou. Spotřeba elektrické energie pro provoz čistíren odpadních vod může tvořit podstatnou část celkové spotřeby elektrické energie obcí. Jakožto největší spotřebitel přispívají ke spotřebě elektrické energie obcemi významným podílem 20 %, což platí pro Německo (2). V USA tvoří spotřeba elektrické energie systémy pro pitnou a odpadní vodu 3 až 4 % celkové spotřeby energie (3). V absolutních číslech se spotřeba elektrické energie pohybuje od 32 kWh/EO/rok pro velké ČOV okolo 360 000 EO až do 50 kWh/EO/rok pro malé ČOV okolo 7 000 EO (4), přičemž podle ČSÚ (5) je v roce 2014 napojeno na kanalizaci a ČOV 8 397 000 obyvatel.

Díky výše zmíněným skutečnostem je dnes energetická optimalizace jedním z hlavních témat, kterým se v souvislosti s ČOV věnuje pozornost. Cílem je v budoucnu technologie čistírny uzpůsobit tak, aby jako celek měla pozitivní energetickou bilanci. Tato práce se věnuje popisu čistírny jako spotřebitele energie a zaměřuje se na několik technologických úseků ČOV, které skýtají podstatné možnosti úspory elektrické energie.

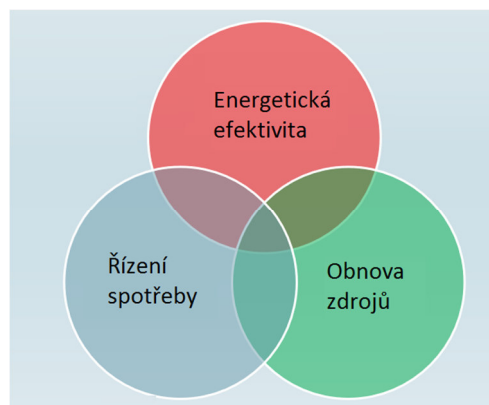
V teoretické části práce budou podrobněji rozebrána místa spotřeby elektrické energie v rámci stručného přehledu technologií na ČOV.

V dalším textu jsou potom popsány nároky na ČOV s důrazem na odstranění dusíku. Tato část blíže souvisí s následující kapitolou o snížení spotřeby energie aerátory a zároveň slouží jako nezbytný teoretický základ k praktické části této diplomové práce.

V dalších kapitolách jsou potom popsány jednotlivé významné možnosti snížení spotřeby energie. První z kapitol se věnuje energetické optimalizaci provzdušňování, jelikož právě to je největším spotřebitelem energie na ČOV. Další kapitola je věnovaná čerpadlům a dalším strojním zařízením, která jsou na ČOV běžně využívána a která přispívají ke spotřebě elektrické energie. Poté následuje kapitola věnovaná produkci bioplynu z přebytečného kalu; zde se nejedná o úspory elektrické energie, ale o její produkci. Poslední kapitola teoretické části se věnuje ostatním způsobům energetické optimalizace, například inovativním mikrobiálním článkům nebo rekuperaci tepla.

2 OPTIMALIZACE SPOTŘEBY ENERGIE V ČISTÍRNĚ ODPADNÍCH VOD

Při snaze snížit náklady na odběr energie čistírnou odpadních vod a zvýšit tím její soběstačnost lze k problému přistupovat třemi různými způsoby zobrazenými na Obr. 1.



Obr. 1 Přístupy k energetické optimalizaci (upraveno podle (6))

Zvyšování energetické efektivity jednotlivých zařízení a technologií na ČOV vede k úspornějšímu provozu čistírny a menšímu odběru elektrické energie nebo energie ve formě jiných nosičů. Mezi tato opatření patří například optimalizace provzdušňování, náhrada zastaralých zařízení efektivnějšími, optimalizace čerpadel.

Obnova zdrojů zahrnuje činnosti, při kterých jsou znovuzískávány některé zdroje obsažené v odpadní vodě. V souvislosti s energetickou optimalizací se jedná především o získávání tepelné energie a elektrické energie z kalového plynu.

Poslední skupinou opatření je řízení spotřeby energie čistírnou v závislosti na ceně elektrické energie měnící se během dne. Toto opatření nemá za následek úsporu energie, ale pouze úsporu nákladů na odběr energie.

2.1 VELIKOST ČISTÍRNY A JEJÍ VLIV NA MOŽNOSTI ENERGETICKÉ OPTIMALIZACE

Velikost čistírny odpadních vod v první řadě ovlivňuje samotnou specifickou spotřebu energie, viz Tab. 2.1.

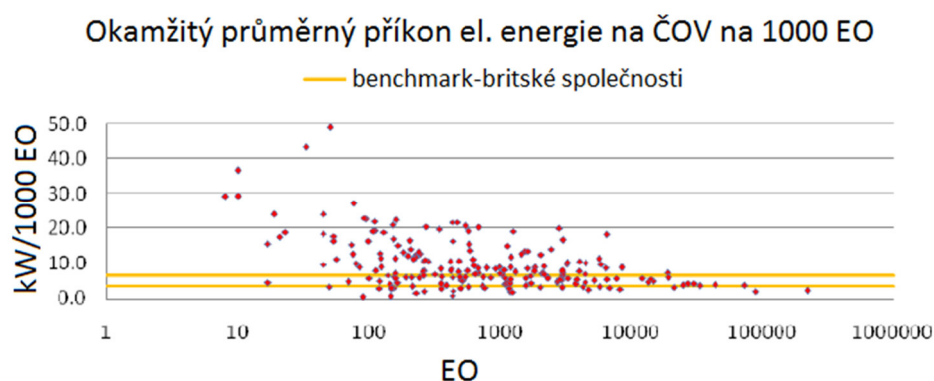
Tab. 2.1 Specifická spotřeba elektrické energie (4)

Velikost ČOV	Spotřeba elektrické energie	
	[kWh/rok]	[kWh/EO/rok]
[EO]		
7 000	270 000 až 350 000	38-50
18 000	550 000 až 900 000	30-50
25 000	1 000 000 až 1 250 000	40-50
40 000	1 100 000 až 1 500 000	28-38
360 000	11 700 000 až 14 000 000	32-39

Kromě toho, že menší čistírny mají obecně vyšší specifickou spotřebu energie, je rozdíl také v možnostech optimalizace.

2.1.1 Malé čistírny

Ukazatel „Okamžitý průměrný příkon elektrické energie na ČOV na 1000 EO“ vyčíslený pro 243 ČOV a zobrazený na Obr. 2 ukazuje zvýšenou spotřebu elektrické energie pro některé malé čistírny. Těmto výsledkům také odpovídá tvrzení, že u malých ČOV do 10 000 EO lze dosáhnout nejefektivnějších úspor elektrické energie (7).



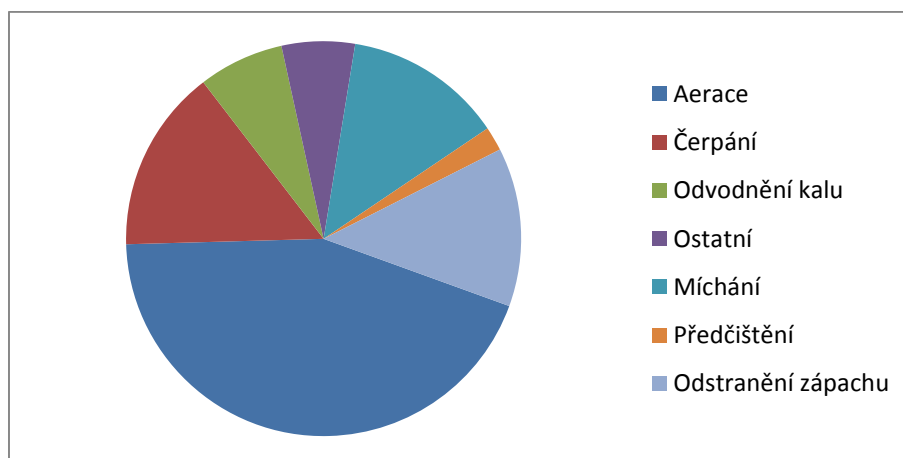
Obr. 2 Specifický příkon elektrické energie podle velikosti ČOV (převzato z (7))

Problémem při plánování úsporných opatření u menších čistíren často může být nedostatek informací o spotřebě při stávajícím stavu. Možnosti optimalizace jsou zde omezeny na snižování spotřeby energie. Toho je dosaženo především optimalizací procesů provzdušňování a čerpání, energetickým auditem jednotlivých spotřebičů a optimalizací odvodnění kalu (8).

2.1.2 Velké čistírny

Na rozdíl od malých čistíren se u těchto vyskytuje více možností pro optimalizaci využití energie. Podstatnou výhodou je zde možnost zvýšení produkce energie, a to produkce elektrické a tepelné energie v kogeneračních jednotkách nebo pouze tepelné energie v kotelně. Výroba elektrické energie je zavedena na ČOV o velikosti 30 000 EO a více (8).

2.2 SPOTŘEBA ELEKTRICKÉ ENERGIE



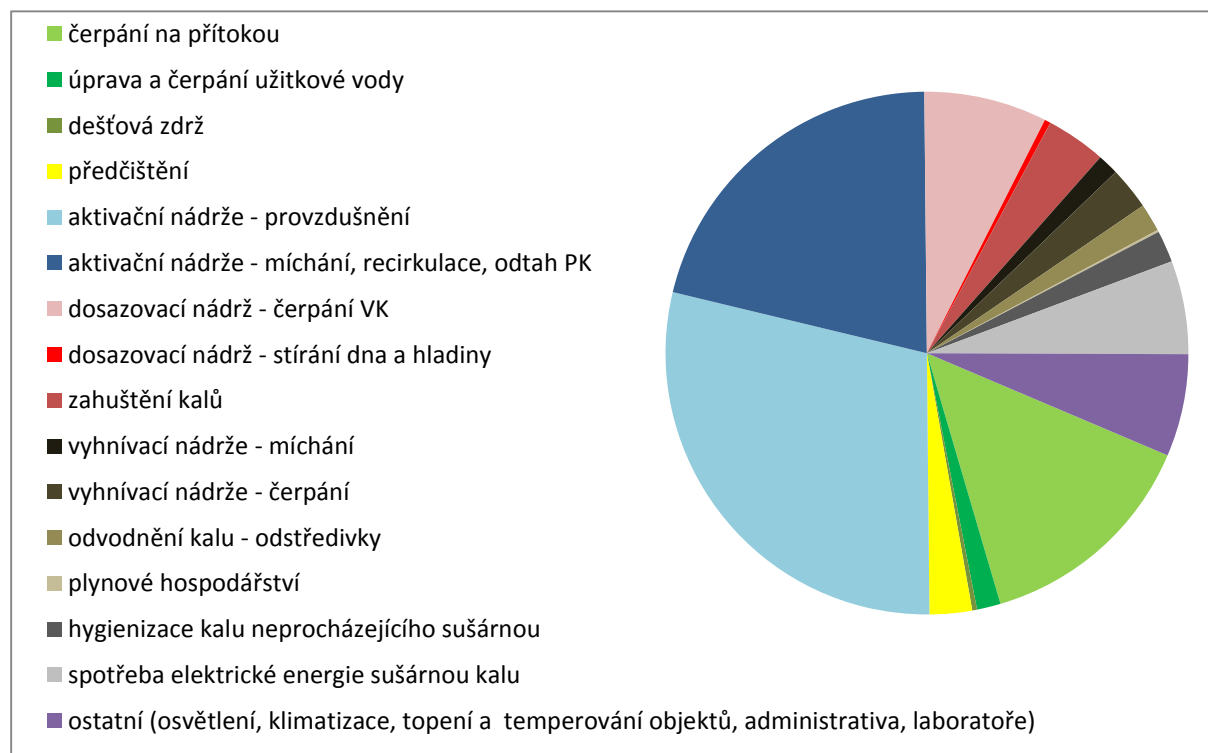
Obr. 3 Spotřeba energie na ČOV podle (9)

Abychom mohli účinně implementovat opatření pro energetickou optimalizaci ČOV, nejdříve je potřeba definovat, které části ČOV nejvíce přispívají ke spotřebě energie. Na Obr. 3 je zobrazena distribuce spotřeby na ČOV podle české inženýrsko-dodavatelské společnosti ASIO, ze které jasně plyne, že nejvýznamnější část spotřeby vytváří aerátory. Pro srovnání je na Obr. 4 zobrazena distribuce potřeby elektrické energie v čistírně Ejby Mølle v Odense v Dánsku a distribuce pro typickou komunální čistírnu ve Spojených Státech. Všechna data z různých částí světa potvrzují důležitost procesu provzdušňování při optimalizaci energetické náročnosti ČOV. Na druhém místě se ve všech případech objevují čerpadla, dále se jako významná místa spotřeby objevují míchadla, odvodnění kalu nebo mechanické čištění.



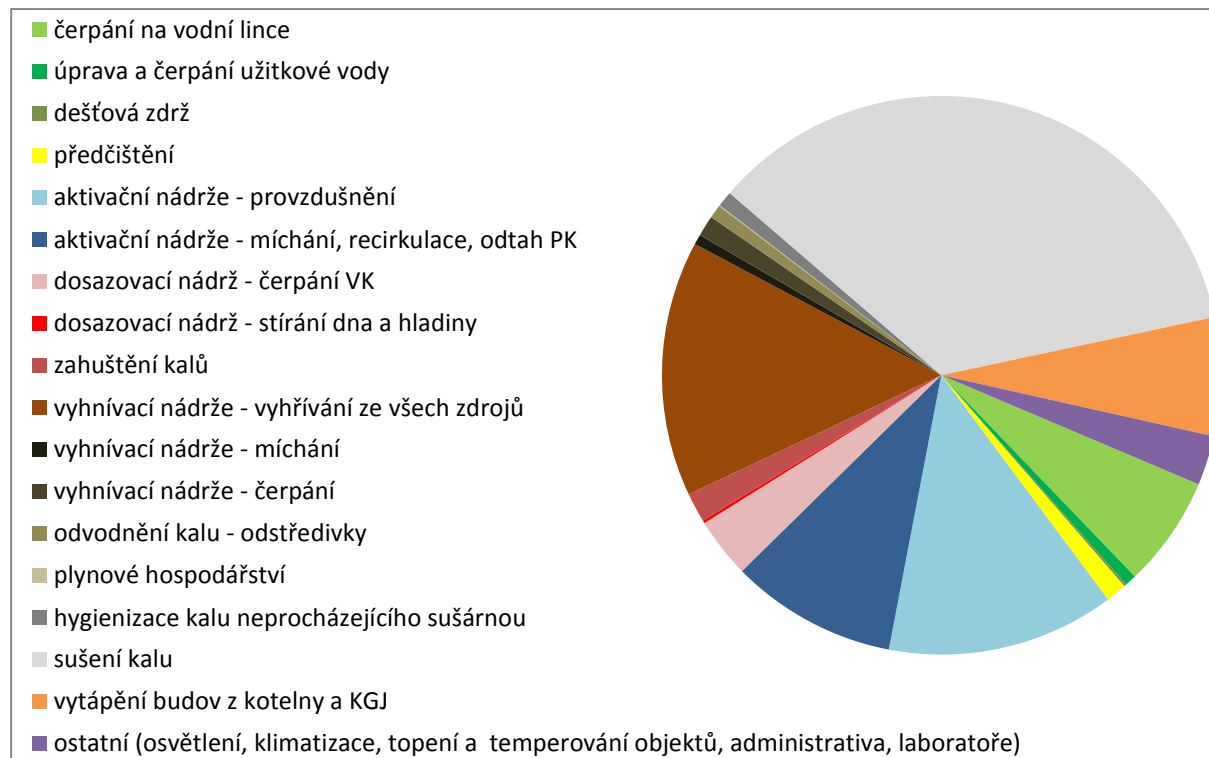
Obr. 4 Spotřeba energie na ČOV v dánském městě Odense (podle (10)) a v USA (podle (11))

Význam aerace pro spotřebu energie potvrzuje i graf ukazující spotřebu elektrické energie na ČOV v Brně na Obr. 5. Vzhledem k dříve provedené optimalizaci provzdušňování tvoří spotřeba energie dmychadly méně významnou část než u výše uvedených zdrojů, stále ale významnou (28,9%). Přibližně 33% své spotřeby elektrické energie pokryje čistírna vlastní výrobou elektřiny v kogeneračních jednotkách.



Obr. 5 Spotřeba elektrické energie na ČOV Brno Modřice

Příklad brněnské čistírny slouží k demonstraci faktu, že není jednoznačné, jak vyhodnotit dnes často prezentovanou soběstačnost čistírny. Kromě elektrické energie tato čistírna také odebírá zemní plyn, který slouží zejména pro vytápění sušárny kalu. Na Obr. 6 je vidět, že při společném vyhodnocení spotřeby elektřiny, tepelné energie ze zemního plynu a tepelné energie vyrobené v kotelně a v KGJ (vše v kWh), se spotřeba energie pro vytápění sušárny dostává na první místo a zdánlivě je tedy objektem, na který je třeba se zaměřit.



Obr. 6 Spotřeba energie pocházející ze vstupů: elektřina, zemní plyn

Ve skutečnosti ale je zbytkové teplo ze sušárny využito pro vyhřívání vyhřívacích nádrží, kde je jednoznačně hlavním zdroje tepla (přibližně 80% tepelné energie pro vyhřívací nádrže ročně pochází ze sušárny, dalších přibližně 20% pochází z kogeneračních jednotek a kotelny). Je tedy velmi nejasné, jakou část spotřeby přisoudit které technologii.

Dalším zdrojem energie využívaným v čistírenství je benzín nebo nafta pro pohon motorových vozidel. Tato mohou být využita přímo v rámci procesu čištění odpadní vody, jedná se například o nákladní automobily pro přepravu kontejnerů s kalem v rámci areálu ČOV nebo nakladače, kterými se kal určený k odvozu přemísťuje na nákladní auta. V širším smyslu lze náklady na tento odvoz (a tedy spotřebu energie k tomu potřebnou) také chápat jako náklady na čištění odpadní vody. Pravděpodobně žádná čistírna nezahrnuje do své energetické bilance tento příspěvek, což snižuje vypovídající hodnotu bilance.

Vzhledem k výše uvedeným důvodům není snadné porovnávat energetickou efektivitu jednotlivých ČOV mezi sebou. Částečným řešením je porovnávat pouze spotřebu biologické části ČOV, která zahrnuje provoz aktivačních nádrží (tedy provzdušňování, recirkulaci, míchání), dosazovacích nádrží (shrabování dna) a samozřejmě čerpání vratného a přebytečného kalu.

Přes nejasnosti spojené s prezentováním spotřeby energie zůstává zřejmé, že podstatným spotřebitelem energie a v mnoha případech prostorem pro optimalizaci je provzdušňování.

2.3 IDENTIFIKACE MÍST SPOTŘEBY ELEKTRICKÉ ENERGIE

2.3.1 Čerpadla

Na ČOV je třeba čerpat vodu na mnoha místech. To, kde se vyskytují čerpadla a jakou část spotřeby elektrické energie tvoří, je ovlivněno umístěním čistírny a konfigurací terénu a tyto hodnoty se velmi liší pro různé čistírny. V dříve zmiňované ČOV Brno Modřice tvoří spotřeba energie čerpadly přibližně 33,5 % veškeré elektrické energie nebo 16,6 % celkové energie tvořené elektrickou energií, odběrem zemního plynu a tepelnou energií vyrobenou v KGJ a kotelně.

Čerpadla jsou běžně využívána pro čerpání vody při vstupu do ČOV a pro přečerpávání vody mezi jednotlivými objekty ČOV. Čerpadla dále slouží pro interní recirkulaci mezi aktivními nádržemi a pro recirkulaci vratného kalu. V kalovém hospodářství mohou být čerpadla využita na čerpání kalu do zahušťovací nádrže, uskladňovací nádrže, vyhnívací nádrže. Potřeba čerpání souvisí také s dopravou kalové vody. V případě dešťové události jsou čerpadla užívána pro vyprázdnění dešťové zdrže. Jak již bylo řečeno v úvodu, čerpadla tvoří podstatnou část spotřeby elektrické energie, v rámci ČOV bývají druhým největším spotřebitelem. Možnostem snížení spotřeby elektrické energie čerpadly se věnuje kapitola 2.6.

2.3.2 Dešťová zdrž

Při dešťovém průtoku může být část odpadní vody zachycena v dešťové zdrži. Dešťové zdrže je posléze nutno vyprázdnit a vyčistit. K čištění usazenin ve zdrži se využívá strojní zařízení. Nejčastější technologií je využití vyplachovací klapky, jejíž provoz je velice úsporný. Energie se zde spotřebovává pro plnění vyplachovací klapky čerpáním; jinou možností je plnění klapky vodou z vodovodní sítě.

Jelikož čištění dešťové zdrže je energeticky nenáročné, hlavní část spotřeby dešťovou zdrží je tvořena čerpáním odpadní vody do čistírenské linky po skončení deště. Na celkové spotřebě energie má ale tato hodnota minimální podíl (v případě brněnské ČOV méně než 0,5 % celkové elektrické energie).

2.3.3 Mechanické předčištění

Česle

Úkolem česlí je odstranění hrubých nečistot. Na ČOV se vyskytují hrubé česle s průlinami 5 až 20 cm a jemné česle s průlinami 10 až 20 mm (12). Česle mohou být stírané ručně nebo strojně. Strojně stírané česle nespotebovávají energii kontinuálně, ale pouze při stírání. Sepnutí stírání může být řízeno pevně stanoveným časovým intervalem nebo na základě výšky hladiny. Příkon energie pro stírání jemných česlí od firmy Fontana je 0,18 až 1,5 kW v závislosti na velikosti česlí. Strojní česle hrubé od stejné firmy vyžadují příkon 0,55 až 2,2 kW; další elektrická energie se spotřebuje na vyhřívání česlí, pokud jsou umístěné ve venkovním prostředí.

Speciálním případem jsou samočistící česle, které se skládají ze segmentů tvořících nekonečný pás. Tento druh česlí je v České Republice často využíván. Příkon jednoho kusu samočistících česlí od firmy Fontana se pohybuje od 0,12 do 0,75 kW v závislosti na jejich velikosti, typu a vybavení; průtok se pohybuje od 18 do 6120 m³/hod (13).

Šnekové česle vynášejí zachycené nečistoty z odpadní vody pomocí šneku. Pohyb šneku není konstantní, řídí se podle pevně nastaveného intervalu. Instalovaný příkon šnekových česlí o kapacitě přibližně 1,0 m³/hod firmy envi-pur se pohybuje od 0,55 do 1,1 kW (14).

Síta

Alternativou pro česle je využití rotačních sít. Produkt od firmy envi-pur s kapacitou 7560 m³/hod vyžaduje instalovaný příkon 0,55 až 1,1 kW (14).

Podobným produktem jsou válcová síta. Kartáčem stíraná válcová síta od firmy Fontana mají příkon 0,18 kW při průtoku 1,8 až 72 m³/hod.

Úprava shrabků

2.3.3.1.1 Šnekový dopravník

Často využívaným zařízením jsou šnekové dopravníky sloužící pro dopravu shrabků od česlí ke kontejneru. Dopravník od firmy Fontana s kapacitou do 10 m³/hod vyžaduje příkon 0,75 až 4,0 kW (13).

2.3.3.1.2 Lisování a promývání shrabků

Další běžnou úpravou shrabků je jejich lisování a promývání. Zařízení pro tyto činnosti od firmy Fontana s kapacitou do 5 m³/hod má příkon od 1,5 do 4,0 kW (13).

Odstranění písku

2.3.3.1.3 Lapák písku

Provedení lapáku písku může být horizontální, vertikální nebo s příčnou cirkulací (15).

Horizontální lapák písku využívá k separaci částic gravitace. Typem horizontálního lapáku je lapák komorový. K odstranění usazených látek se používá mamutové čerpadlo, které přispívá ke spotřebě elektrické energie.

Vertikální lapák, stejně jako horizontální, využívá k oddělení částic gravitace; k odstranění usazených nečistot se zde také používá mamutového čerpadla. V případě velmi hluboko uloženého lapáku je třeba použít ponorné čerpadlo.

Mezi lapáky s příčnou cirkulací řadíme provzdušňovaný lapák a vírový lapák (15). V těchto zařízeních přispívá k separaci částic cirkulace vody. V případě vírového lapáku je konstrukce podobná vertikálnímu lapáku. Voda je přiváděna tangenciálně zaústěným žlabem, čímž je vytvořen vírový pohyb. Usazené látky se opět odstraňují mamutovým čerpadlem. Provzdušňovaný lapák je podobný horizontálnímu lapáku. Voda je uváděna do příčného šroubovitého pohybu tlakovým vzduchem, což přispívá ke spotřebě energie. Dalším spotřebičem je zde opět čerpací zařízení písku, což může opět být mamutové čerpadlo.

2.3.3.1.4 Praní a separace písku

Na lapák písku navazuje další úprava písku. Jedná se o separátor písku, jehož úkolem je oddělit písek ze směsi odebrané z lapáku písku. Dalším stupněm je pračka písku, která zbavuje písek zbytku organických látek (16).

Separátor písku s kapacitou 18 až 72 m³/hod hydrosměsi od firmy Fontana vyžaduje instalovaný výkon 0,55 kW a navíc 1,54 až 2,0 kW na topení v případě venkovního prostředí (13); separátor od firmy envi-pur má příkon od 0,27 do 0,37 kW při průtoku 28,8 až 100 m³/hod.

Pračka písku od firmy Fontana, která produkuje maximálně 1,5 m³ vypraného písku za hodinu, má příkon 0,55 + 1,5 kW, kde menší hodnota představuje příkon vyhrnovacího šneku

a větší hodnota samotné praní. Při využití ve venkovním prostředí je třeba využívat topný systém se spotřebou 1,54 až 2,0 kW (13).

Kombinované zařízení separátoru a pračky od firmy Fontana pro průtok 18 až 72 m³/hod hydrosměsi vyžaduje instalovaný výkon 0,55 + 1,5 kW + příkon pro topný systém (13).

Usazovací nádrž

Nádrž pro odstranění usaditelných látek může být horizontální, radiální nebo vertikální podle směru průtoku odpadní vody. Horizontální nádrž má obdélníkový půdorys, odpadní voda protéká po délce. Radiální nádrž má kruhový tvar, voda teče ze středu nádrže k okraji. Oba typy využívají zařízení pro stírání dna a pro stírání hladiny, která jsou spotřebiteli energie. V případě vertikální nádrže přitéká voda do středového válce, kterým protéká směrem dolů, tam se obrací a teče nahoru ke sběrným žlabům. Tato nádrž může mít kruhový nebo pravoúhlý půdorys.

Příkladem kombinovaného zařízení pro stírání dna a hladiny horizontální usazovací nádrže je řetězový shrabovák od firmy Kunst, jehož příkon je 0,25 až 1,1 kW pro maximální rozměry nádrže 6,0 x 45,0 x 4,5 m; stejný příkon má samostatné zařízení pro stírání dna, samostatné zařízení pro stírání hladiny má dokonce větší příkon (17).

Další možností vyklízení dna a hladiny horizontální nádrže je pojezdový most, který se pohybuje po její délce; při pohybu k odtoku stírá dno a při pohybu zpátky stírá hladinu. Zařízení tohoto typu od firmy Kunst má příkon 0,55 až 1,5 kW pro maximální rozměry nádrže 12,0 x 60,0 x 4,5 m (17).

V případě vystrojení radiální nádrže stejné firmy je dno a hladina stírána zařízením umístěným na otočném mostě, který pojíždí po pojezdové dráze; pohon mostu spotřebuje 0,25 až 0,35 kW.

Další možnou variantou je usazovací nádrž šterbinová, která má ve dně sedimentačního prostoru šterbinu, tou propadá usazený kal do vyhnívacího prostoru, kde dochází k zahuštění a metanizaci (15). Tato nádrž se dnes již nestaví. Pro špatně usaditelné látky nebo z důvodu úspory místa lze využít usazovací nádrže lamelové. Lamelová usazovací nádrž je tvořena doplněním lamelové vestavby do usazovací nádrže.

Lapák tuku a olejů

Lapáky tuků a olejů, tedy látek lehčích než voda, fungují na principu flotace. V městské čistírně se ne vždy vyskytuje lapák látek lehčích než voda. Tyto látky jsou částečně odstraněny v usazovací nádrži (15). U velkých čistíren nebo v případě větší koncentrace tuků se budují nejčastěji provzdušňované lapáky tuku, ke spotřebě energie tedy přispívají nutností provzdušňování. Odstranění tuků může být také spojeno do jednoho objektu spolu s odstraněním písku. Častým řešením je umístění lapáků tuku přímo na kanalizaci za objekty, které produkují odpadní vody s vysokým obsahem tuků (restaurace, potravinářský průmysl).

2.3.4 Biologické čištění

Aktivovaný kal

Biologické čištění za pomoci aktivovaného kalu využívá aerobních a anoxických nádrží, případně anaerobních. Může se zde vyskytnout také regenerační nádrž, která je umístěna na lince vratného kalu a je provzdušňovaná, nebo selektor, který je předřazen aktivaci a je pouze míchaný.

2.3.4.1.1 Aerátory

Provzdušňovací zařízení slouží pro okysličení směsi odpadní vody a kalu nebo pouze kalu. Nachází se tedy v aerobní aktivační nádrži nebo v regenerační nádrži. Aerátory ve většině případů představují největší část spotřeby energie na ČOV, proto je jim a možnostem snížení spotřeby energie ve spojení s aerací věnovaná kapitola 2.5.

2.3.4.1.2 Míchadla

Účelem míchadel je udržet aktivovaný kal ve vznosu v případě anoxických a anaerobních nádrží. Dále se míchadla používají v oběhových nádržích, kde zajišťují pohyb vody. V některých případech funkci míchadel přebírají provzdušňovací zařízení. Míchadla znatelně přispívají ke spotřebě energie. Příkladem je ponorné vrtulové míchadlo Flygt s příkonem 2,30 kW. Toto míchadlo je instalováno na ČOV Mikulov, která je předmětem praktické části této práce, v počtu 4 ks na 2 oběhové nádrže o návrhové kapacitě 3727,0 m³/den (18).

Zkrápěné filtry

Alternativou aktivačních nádrží jsou dříve často používané zkrápěné filtry. Jednou z výhod těchto zařízení je právě nízká spotřeba energie, která zahrnuje pouze čerpání a rozstřikování vody. Tato výhoda je ale vyváжена nízkou kvalitou odtoku, obzvláště denitrifikace a tedy odstranění dusíku může být problémem.

Dosazovací nádrž

Konstrukce dosazovacích nádrží je velmi podobná usazovacím. Rozdílem je, že dosazovací nádrže bývají vybaveny pouze zařízením pro shrabování usazených látek, tedy kalu, nikoliv zařízením pro stírání hladiny.

2.3.5 Terciární čištění

Třetí stupeň čištění je poslední stupeň čištění odpadní vody, který zlepšuje její kvalitu před vypuštěním do recipientu, případně před jejím využitím. Při terciárním čištění jsou odstraněny zbytky znečištění, především nerozpuštěné látky a nutrienty, může se snížit také koncentrace farmak a jiných xenobiotik. Třetí stupeň čištění není využíván na všech ČOV, ale jeho využití se zvyšuje se zvyšujícími se nároky na kvalitu vypouštěné vody.

Existuje velké množství procesů terciárního čištění.

Číření je proces spíše spojovaný s úpravou pitné vody, lze ho také využít pro terciární dočištění odpadní vody. Proces se skládá z koagulace, flokulace a následné sedimentace. Energie se spotřebovává na homogenizaci koagulačního a flokulačního prostoru, v menší míře na přípravu a dávkování flokulantu.

Široké spektrum variant nabízí pokročilé oxidační metody (AOP). Podstatou této skupiny procesů je generování hydroxylového radikálu $\cdot\text{OH}$, který má velmi silné oxidační účinky.

Jako AOP mohou být využity individuální procesy, jako například UV záření, nebo kombinace různých procesů (UV/H₂O₂, Fe²⁺/H₂O₂ neboli Fentonova reakce, O₃/UV). Z hlediska spotřeby elektrické energie jsou výhodnější kombinované způsoby, které vykazují lepší výsledky s menší spotřebou energie (19).

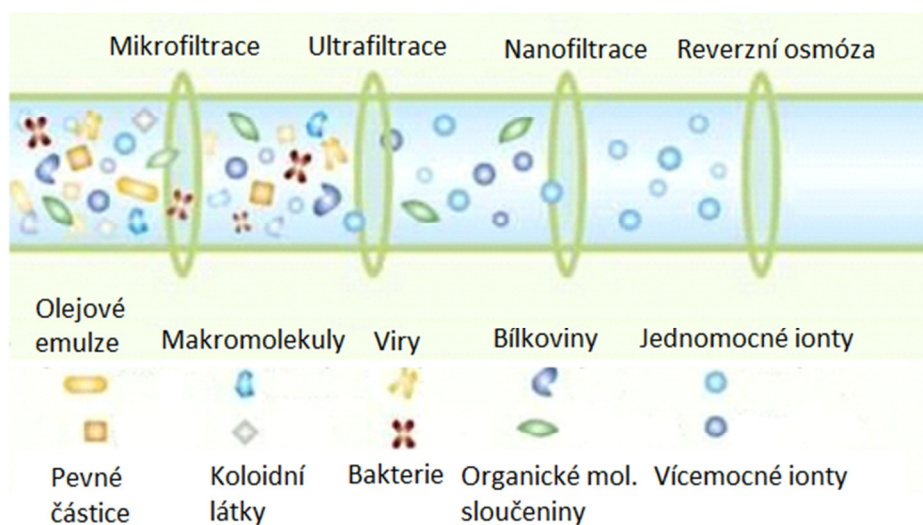
Mnoho procesů ze skupiny AOP je založeno na použití ozonu. Pro jeho výrobu je třeba generátor ozonu, což je energeticky náročné zařízení. Energie se spotřebovává rovněž na smíšení ozonu s vodou a na destrukci ozonu.

Dalším často využívaným procesem jsem aplikace UV záření, které je produkováno UV zářiči. Tato zařízení jsou investičně nákladná a náročná na spotřebu energie.

Písková filtrace je také velice podobná procesu používanému ve vodárenství. Energie se zde spotřebovává na zvyšování tlaku.

Membránové procesy jsou jednou z variant, kterou lze využít pro terciární čištění. V tomto případě se energie spotřebovává na vytvoření přetlaku mezi komorami reaktoru.

Spotřeba energie je ovlivněna čištěním, které procesu předchází. Čím méně je přitékající voda znečištěná, tím menší je spotřeba energie. O energetické náročnosti provozu membrány dále rozhoduje velikost pórů; větší póry v tomto případě znamenají menší spotřebu energie. Podle velikosti pórů rozeznáváme druhy membránových procesů: mikrofiltrace (0,1-10 μm), ultrafiltrace (1- 100 nm), nanofiltrace (< 2 nm) a reverzní osmóza (< 2 nm) (20).



Obr. 7 Druhy membránových procesů (20)

2.3.6 Kalové hospodářství

Podstatnou část ČOV tvoří prostor a technologie pro nakládání s kaly. Na čistírně vzniká primární kal z usazovacích nádrží a přebytečný aktivovaný kal. Před konečným zpracováním kalu je třeba provést jeho úpravy - zahuštění, stabilizaci a hygienizaci, odvodnění a sušení. Stabilizací se rozumí rozklad všech rozložitelných látek a zamezení dalšímu rozkladu, hygienizace se rozumí likvidace patogenů.

Zahušťování a další předúprava kalu

Důvodem k zahušťování kalu je snížení hydraulického zatížení při následném zpracování. Biologické kaly se zahušťují na 3 až 6 %, primární kaly na 6 až 8 % sušiny (21). Kal lze zahušťovat pomocí gravitačních zahušťovacích nádrží nebo strojně. Ze strojních zařízení pro zahuštění lze zmínit odstředivku a sítopásový lis. Strojní zařízení přispívají ke spotřebě energie, ale jejich podíl na spotřebě není významný.

Gravitační zahuštění je energeticky nenáročné, ale vhodné pouze pro primární kal (22). Energie se zde spotřebovává čerpáním kalu do nádrže nebo z nádrže.

Zahušťovací odstředivky vyžadují polymer a jejich spotřeba energie je vysoká: 0.5 – 1.3 kWh/m³ (22).

Pro provoz sítópásového lisu se také využívá polymer, spotřeba energie tímto zařízením je však nižší: 0.2 – 0.4 kWh/m³ (22).

Pro zvýšení produkce bioplynu při vyhnívání kalu a tím také zvýšení produkce tepelné a elektrické energie v kogeneračních jednotkách lze aplikovat předčištění kalu. Zařízení pro předčištění kalu však na druhé straně přispívají ke spotřebě elektrické energie a je třeba vhodnost jejich použití posoudit s ohledem na produkci bioplynu a možnost jeho využití. Předčištění kalu je podrobně popsáno v kapitole 2.7.3 Zvýšení produkce bioplynu.

Aerobní stabilizace

Kal lze stabilizovat aerobně v provzdušňované nádrži. Při udržení vysoké teploty (50-60°C) dochází i k hygienizaci (21). Aerobní stabilizace významně přispívá ke spotřebě elektrické energie díky nutnosti provzdušňování.

Anaerobní stabilizace – vyhnívání

Rozšířeným způsobem stabilizace kalu je jeho anaerobní stabilizace, tedy vyhnívání. Při anaerobní stabilizaci je třeba nádrž ohřívat a míchat, což je energeticky náročné. Na druhou stranu je při vyhnívání produkován bioplyn, který může významně přispět k energetické soběstačnosti čistírny. Anaerobní stabilizace je podrobně popsána v kapitole 2.7 Produkce bioplynu v kalovém hospodářství.

Odvodňování

Mezi přirozené odvodnění kalu se řadí kalová pole a kalové laguny. Pro gravitační odvodnění stabilizovaného kalu lze také využít uskladňovací nádrže. Efekt je ale nedostatečný a linka bývá v tomto případě doplněna o strojní odvodnění kalu. Mezi možnosti strojního odvodnění kalu patří dekantační odstředivky, šnekové lisy, sítópásové lisy a kalolisy. Stejně jako strojní zařízení pro zahušťování kalu i tato zařízení přispívají ke spotřebě energie, ale jejich příspěvek není významný.

Tab. 2.2 Porovnání systémů odvodnění (podle (23))

Charakteristiky odvodňovacího systému	% sušiny		Spotřeba energie kWhod/t
	Aerobní kal	Anaerobní kal	
Gravitační odvodnění	3 až 5	5 až 10	0 až 10
Sítópásový lis, Šroubový lis	15 až 20	20 až 30	10 až 30
Jednoduchá dekantační odstředivka	14 až 18	18 až 28	20 až 50
Vysokoučinná odstředivka	neznámé	22 až 33	30 až 60
Kalolis	neznámé	25 až 38	20 až 60
Membránový lis	neznámé	28 až 40	30 až 90

2.3.7 Budovy a areál

Elektrická energie se také spotřebovává na osvětlení budov a areálu ČOV, na vytápění budov a ventilaci. Pro vytápění budov lze použít také jiných zdrojů energie než elektřiny – například zemního plynu.

2.4 ODSTRANĚNÍ DUSÍKU V BIOLOGICKÉ ČOV

Jelikož odstranění celkového organického znečištění vyjádřeného jako BSK nebo CHSK už v dnešní době nebývá většinou problém, do popředí se dostává odstranění nutrientů. Důležitým procesem vyžadujícím dodávku kyslíku je odstranění dusíku pomocí nitrifikace a denitrifikace. Oba tyto procesy jsou biochemické, tj. probíhají za pomoci mikroorganismů.

Při nitrifikaci je amoniakální dusík převeden na dusitany a posléze na dusičnany. První fáze procesu se nazývá nitritace a probíhá za pomoci bakterií *Nitrosomonas* a dalších:



Druhá fáze nitrifikace se nazývá nitratace a probíhá za pomoci bakterií *Nitrobacter* a dalších:



Jelikož nitratace probíhá rychleji než nitritace, v nádrži se nevyskytuje větší koncentrace dusitanu, toxického meziproductu nitrifikace.

Při hodnotě amoniakálního dusíku nižší než 0,2 ml/l nitrifikace téměř neprobíhá (24).

Uvedené skupiny organismů jsou aerobní, proto nitrifikace probíhá v provzdušňovaných nádržích. Příliš vysoká hodnota rozpuštěného kyslíku nitrifikaci neovlivňuje.

Tyto bakterie jsou autotrofní, jako zdroj uhlíku využívají oxid uhličitý. Nitrifikace může být prováděna také různými druhy heterotrofních bakterií a hub; rychlost těchto reakcí je ale menší než v případě autotrofních organismů.

Organismy přispívající k nitrifikaci jsou pomalu rostoucí v porovnání s mikroorganismy odstraňujícími uhlíkaté znečištění, proto nitrifikátorům je třeba přizpůsobit stáří kalu (24). Růstová rychlost organismů se velmi liší pro různé ČOV, je výrazně ovlivněna složením vod (24).

Při nitrifikaci se snižuje kyselinová neutralizační kapacita. Nitrifikátory jsou zároveň velice citlivé na hodnotu pH, přičemž jak vysoká tak nízká hodnota nitrifikaci zpomaluje. Ideální rozpětí pH pro nitrifikátory je 7,0 až 8,2. Je třeba poznamenat, že uvnitř vloček aktivovaného kalu může být pH přibližně o 0,5 jednotky nižší než v okolní vodě (24).

Denitrifikaci jsou dusičnany převedeny na dusík například pomocí bakterií *Pseudomonas*. V několika po sobě jdoucích reakcích z NO_3^- vzniká $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$.

Denitrifikace probíhá při absenci kyslíku. Organismy provádějící denitrifikaci mohou existovat také v přítomnosti kyslíku, potom jej ale začnou využívat jako příjemce elektronu při svém metabolismu místo využívání NO_2^- a proces denitrifikace neprobíhá (24).

Tyto bakterie jsou heterotrofní, vyžadují zdroj organického uhlíku. V závislosti na konfiguraci systému může z tohoto faktu plynout výhoda a tou je menší potřeba kyslíku. Jelikož je část organického znečištění přitékajícího na čistírnu spotřebována denitrifikátory, které jako příjemce elektronu nevyužijí kyslík, sníží se jeho potřeba.

Při denitrifikaci, na rozdíl od nitrifikace, probíhá naopak zvyšování kyselinové neutralizační kapacity. Tato změna ale je pouze přibližně poloviční v porovnání se změnou při nitrifikaci.

2.4.1 Konfigurace čistírny

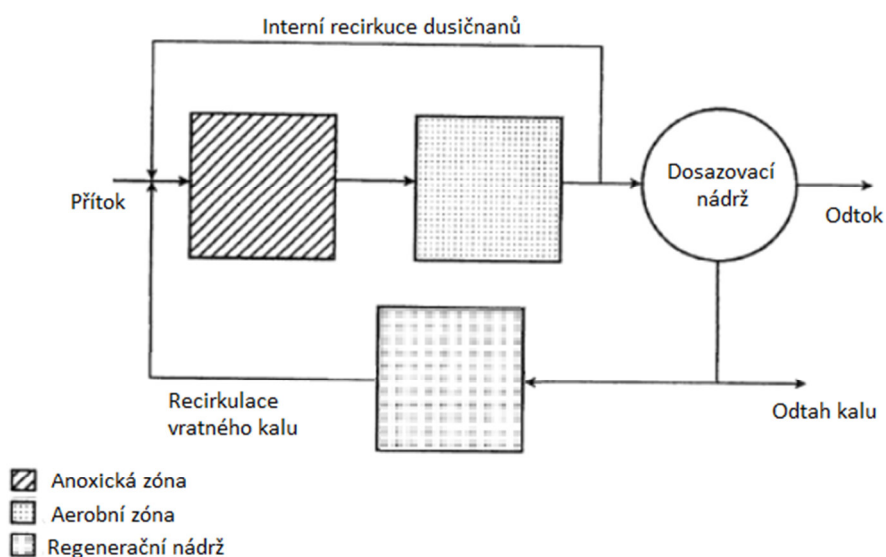
Podmínkám, které jsou potřebné pro mikroorganismy odstraňující dusík, je třeba uzpůsobit konfiguraci čistírny. Zatímco nitrifikátory potřebují ke své činnosti aerobní prostředí a vyskytují se tedy společně s mikroorganismy odstraňujícími uhlíkaté znečištění, denitrifikátory, pro které je třeba vytvořit prostředí bez rozpuštěného kyslíku, vyžadují zdroj organického uhlíku. Pokud denitrifikaci jednoduše zařadíme za nitrifikaci, bude denitrifikátorům scházet zdroj organického uhlíku, který je potom nutno dávkovat. Využívaným řešením je vytvoření jednoho nebo více recyklů a zařazení více nádrží.

V praxi je možné provádět nitrifikaci a odstranění organického znečištění v jedné nádrži, přičemž denitrifikace probíhá odděleně. Další možností je sloučení všech tří procesů do jedné nádrže. Oddělení nitrifikace od odstranění organického znečištění se nevyužívá (25).

Systémy se běžně dělí podle toho, kolik mají recyklů vratného kalu.

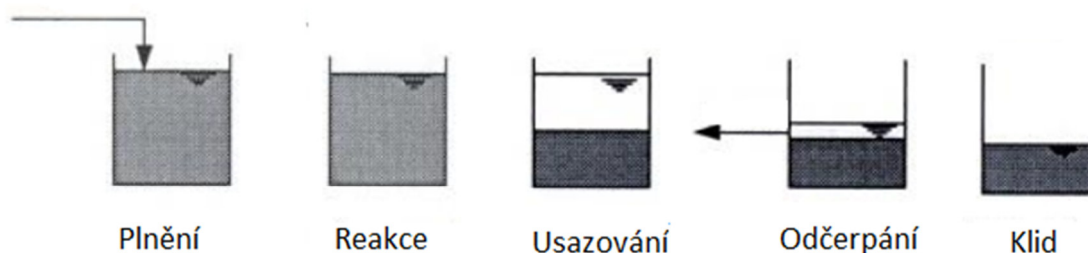
Jednokalové systémy

Nejčastěji využívané jsou systémy, ve kterých jediná směsná kultura zajišťuje všechny potřebné procesy. Pro odstranění dusíku je třeba vytvořit více prostředí s různými parametry. V první skupině systémů se různá prostředí oddělují prostorově. Tyto systémy obsahují nejméně jednu anoxickou a jednu aerobní nádrž, některé navíc anaerobní nádrž pro odstranění fosforu. Systémy se liší interní recirkulací. Jako příklad je zde uveden proces pocházející z České Republiky nazývaný R-D-N proces podle nádrží, které slouží pro regeneraci kalu, denitrifikaci a nitrifikaci (26), viz Obr. 8. Další podobné systémy jsou například Čtyřstupňový Bardenpho proces, A^2/O proces nebo MUCT proces.



Obr. 8 R-D-N proces (upraveno podle (26))

Dalším možným systémem je SBR, jméno této technologie je zkratkou anglického názvu Sequencing Batch Reactor. V případě SBR jsou různá prostředí oddělena časově. Na Obr. 9 je zobrazen obecný průběh cyklu. Biologické procesy probíhají v prvních dvou fázích. Podle nastavení provzdušňování lze dosáhnout různých procesů. Jednou možností je zařadit neprovzdušňovaný interval na začátek cyklu. Při následném provzdušňovaném intervalu dojde k nitrifikaci a část vzniklých dusičnanů zůstane v nádrži do dalšího cyklu. Na začátku cyklu tedy bude probíhat denitrifikace.



Obr. 9 SBR proces (upraveno podle (27))

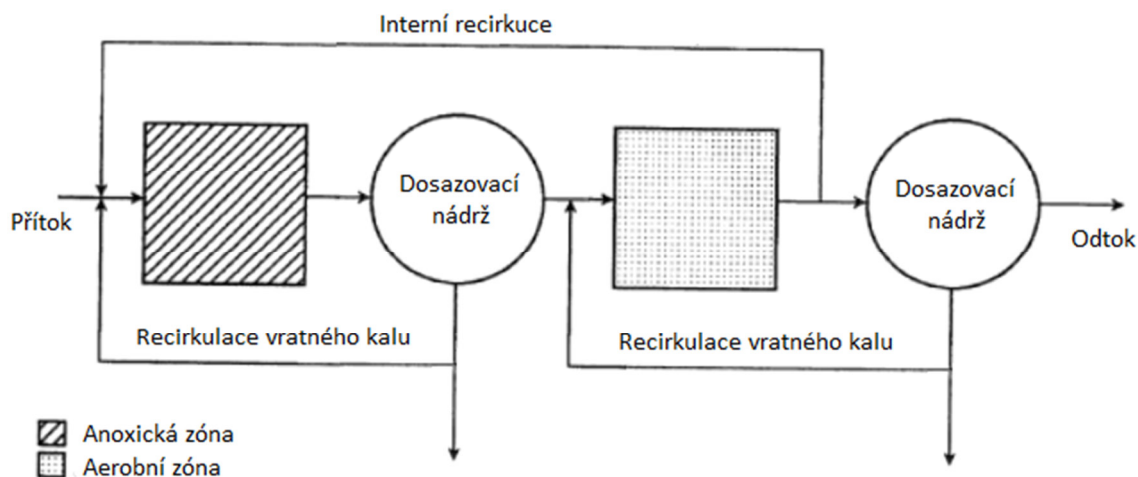
Pro odstranění dusíku lze také využít systém oběhové aktivace. Zde dochází k nitrifikaci i denitrifikaci v jedné nádrži, přičemž procesy se střídají. Běžná hloubka oběhových aktivačních nádrží je 3 – 5 m; nádrže jsou míchány a přerušovaně provzdušňovány.

Délka nitrifikace a denitrifikace je běžně pevně nastavená; v době denitrifikace jsou aerátory vypnuté, v době nitrifikace je provzdušňování řízeno podle stanovené hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku. Tento způsob řízení je jednoduchý, ale není ideální. Novým přístupem je implementace pohyblivé doby nitrifikace/denitrifikace, která je řízena na základě koncentrací složek dusíku. Tento přístup slibuje energetickou úsporu a je testován v praktické části této práce.

Mezi další jednokalové systémy se řadí oxidační příkopy nebo například izolovaný fázový příkop Bio-Denitro.

Dvoukalové systémy a vícekalové systémy

Oproti jednokalovým systémům jsou zde rozdílná společenství mikroorganismů držena odděleně. Tento systém lze použít při vysokém dusíkatém zatížení.



Obr. 10 Dvoukalový systém (upraveno podle (28))

2.5 SPOTŘEBA ENERGIE AERÁTORŮ

Stěžejním procesem ve většině čistíren v České Republice je aktivace. V aktivační nádrži je přiváděné znečištění likvidováno aerobními mikroorganismy (aktivovaným kalem). Do nádrže tedy musí být dodáván vzduch, respektive kyslík. K tomu slouží aerátory, jejichž další funkcí může být homogenizace nádrže. Navíc se provzdušňování využívá v dalších objektech jako je lapák písku, nádrž pro regeneraci vratného kalu a nádrž pro aerobní stabilizaci přebytečného kalu.

Aerační systém může být největším spotřebitelem energie v rámci ČOV. Informace o podílu elektrické energie spotřebované pro chod aeračních systémů se liší v závislosti na zdroji; pohybuje od 25 do 60 % podle (29), od 45 do 75 % podle (30); pro malou čistírnu je toto procento spíše větší. Pokud zvolíme efektivní aerační systém a přiblížíme jeho výkon skutečné potřebě kyslíku, můžeme ušetřit velké množství energie.

Kyslík je v aktivační nádrži využíván především pro dva procesy:

- Odstranění organického znečištění ve formě BSK/CHSK za pomoci aerobních heterotrofních bakterií,
- Nitrifikace, tedy převod amoniakálního dusíku na dusičnanový dusík za pomoci aerobních heterotrofních bakterií.

2.5.1 Proces aerace

2.5.1.1 Přestup kyslíku

Změna koncentrace kyslíku v důsledku aerace probíhá podle následující rovnice:

$$OTR = K_L a \times (c_s - c) \quad (3)$$

kde: OTR je přenosová rychlost kyslíku (oxygen transfer rate) [mg/(l.hod)],

K_L je celkový koeficient přenosu kyslíku [1/hod],

a je plocha fázového rozhraní na jednotku objemu [1/m],

c_s je rozpustnost kyslíku za dané teploty a tlaku [mg/l],

c je koncentrace rozpuštěného kyslíku [mg/l].

Pokud v nádrži probíhá pouze aerace a kyslík se nespotřebovává, potom se změna koncentrace rozpuštěného kyslíku v čase rovná právě OTR . Pokud je kyslík zároveň využíván mikroorganismy, lze změnu koncentrace vyjádřit jako:

$$\frac{dc}{dt} = OTR - OUT, \quad (4)$$

kde OUT je rychlost spotřeby kyslíku (oxygen uptake rate) [mg/(l.hod)].

Často se dva členy této rovnice spojují do jednoho členu zvaného objemový koeficient přestupu kyslíku, který se značí $K_L a$ a jeho jednotkou je 1/hod. Hodnota tohoto koeficientu závisí na teplotě, složkách odpadní vody, na intenzitě míchání/provzdušňování a geometrii. Se stoupající teplotou klesá rychlost přestupu kyslíku do vody. Zároveň přítomnost složek znečištění ve vodě snižuje přestup kyslíku; rozdíl $K_L a$ pro čistou vodu a pro odpadní vodu je vyjádřen faktorem α , který nabývá hodnot 0,5 až 0,9.

2.5.1.1.2 Oxygenační kapacita

Aby bylo možno porovnávat jednotlivá provzdušňovací zařízení, je zaveden pojem Oxygenační kapacita OC , který vyjadřuje výkon aerátorů. Oxygenační kapacita se definuje jako množství kyslíku, které je zařízením dodáno do jednotkového objemu nádrže za jednotku času za předpokladu, že počáteční koncentrace kyslíku ve vodě byla nulová; jednotkou je $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Pro oxygenační kapacitu platí:

$$OC = K_L a \times c_s \quad (5)$$

Oxygenační kapacita se stanovuje experimentálně. Obdobně jako pro objemový koeficient přenosu kyslíku zde platí, že oxygenační kapacita stanovená pro čistou vodu je vyšší než pro vodu odpadní.

Aerační systémy

Aerační zařízení lze rozdělit na pneumatická, mechanická a kombinovaná (31).

2.5.1.1.3 Pneumatická aerace

Pneumatické aerátory dodávají do nádrže vzduch skrze aerační elementy umístěné u dna. Elementy mají různou velikost otvorů a podle průměru bublin, které vytváří, se dělí na jemnobublinné, středobublinné a hrubobublinné. Čím větší je hloubka ponoření elementů, tím lepší je přenos kyslíku, což je způsobeno delší dobou kontaktu bubliny s odpadní vodou.

Jemnobublinná pneumatická aerace je dnes nejrozšířenějším způsobem provzdušňování, protože vykazuje nejefektivnější přenos kyslíku do aktivační směsi (32). Dalším pozitivem při volbě jemnobublinné pneumatické aerace je malé namáhání vloček kalu (32).

Tab. 2.3 Základní parametry typů aerace (podle (32))

Typ aerace	Průměr otvoru	Účinnost přestupu kyslíku při hloubce 4 m
Jemnobublinná	1 až 4 mm	15 až 30 %
Středobublinná	4 až 10 mm	5 ž 10 %
Hrubobublinná	Více než 10 mm	4 až 6 %

Jemnobublinné aerační elementy lze rozdělit do několika skupin na:

- Bodové,
- Trubkové,
- Velkoplošné (32).

Důležitou součástí pneumatického aeračního systému je dmychadlo. Při aeraci jsou využívány následující typy:

- Objemová dmychadla
 - Dmychadla s rotujícími písty (Rootsovo dmychadlo),
 - Šroubová dmychadla,
- Odstředivá turbodmychadla (32).

Objemová dmychadla čerpají pevný objem vzduchu, pracují při širokém rozsahu provozních tlaků. Odstředivá dmychadla využívají jedno nebo více oběžných kol, z nichž každé jednotlivé pracuje při velmi malém rozsahu pracovních tlaků a velkém rozsahu průtoků vzduchu. Turbodmychadlo je typem odstředivého dmychadla s vyšší účinností, viz níže.

2.5.1.1.4 Mechanická aerace

Mechanické aerátory provzdušňují vodu pomocí rotačního pohybu rotoru. Lze je dělit na ty s horizontální a s vertikální osou, dále na povrchové nebo ponořené. V některých případech lze k rotoru přivádět vzduch. Z energetického hlediska jsou tyto méně vhodné, protože jejich účinnost je nižší (32).

2.5.1.1.5 Hydropneumatická aerace

Při hydropneumatické aeraci je čerpadlem dodávána voda, která protéká přes speciální trysku. Za tryskou se vytváří podtlak, který způsobuje přísátí vzduchu a jeho smísení s protékající vodou (32).

Nevýhodou tohoto systému je vyšší energetická náročnost (32).

Míchání nádrží

Míchání obsahu nádrží úzce souvisí s provzdušňováním. Často je provzdušnění a homogenizace zajištěno jediným zařízením, v mnoha případech je ale potřeba použít dodatečné zařízení pro promíchávání nádrží. V případě neprovzdušňované nádrže se obsah pouze promíchává.

Homogenizace nádrže může být zajištěna také čerpadly.

2.5.2 Možnosti snížení spotřeby energie

Specializovaná dmyhadla pro provzdušnění spojovacích kanálů a provoz mamutových čerpadel

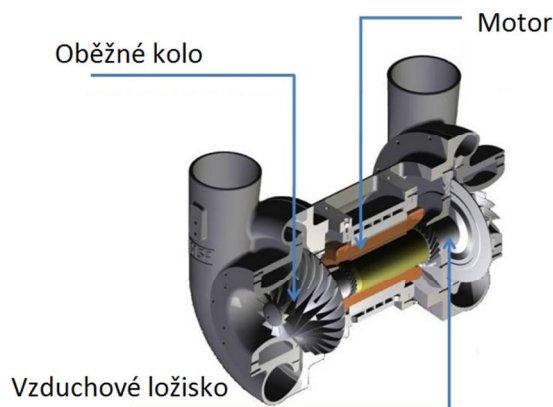
Spojovací kanály se vyskytují na některých ČOV, kde vedou vodu od jednoho technologického zařízení k dalšímu. V těchto kanálech může docházet k usazování díky zpomalení toku a je tedy potřeba je provzdušňovat. To zároveň zabrání úplnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku, což by mohlo negativně ovlivnit další stupeň čištění.

Mamutová čerpadla se používají například na čerpání písku z vertikálního nebo vírového lapáku písku. Tato čerpadla využívají přívod vzduchu, který je smíchán s odpadní vodou, a díky snížené hustotě tato směs stoupá vzhůru.

Pro výše uvedené aplikace jsou často používána stejná dmyhadla, jako pro pneumatickou aeraci, která ale vyžaduje mnohem větší tlak. Ten je poté snižován například škrcením. Spotřeba energie se může snížit, pokud je na ČOV instalováno speciální dmyhadlo právě pro tyto aplikace, které nevyžadují vysoký tlak dodávaného vzduchu (29).

Turbodmyhadla

Druhem odstředivého dmyhadla je vysokorychlostní dmyhadlo nebo také turbodmyhadlo. Podstatným rozdílem oproti běžným odstředivým dmyhadlům je zde uložení rotační hřídele. Zatímco u běžných dmyhadel je ložisko například válečkové, v případě turbodmyhadla je vzduchové nebo magnetické. V případě vzduchového ložiska je při práci dmyhadla mezi rotační hřídelí a uložením vytvořen vzduchový film, díky kterému je tření minimalizováno. V případě magnetického ložiska je hřídel magneticky nadnášena a nedotýká se uložení, čímž je také tření minimalizované (29).



Obr. 11 Turbodmychadlo se vzduchovým ložiskem

Nahrazením jiného typu dmychadla turbodmychadlem lze dosáhnout úspor.

2.5.2.1.1 Případová studie nahrazení víceetapňových odstředivých dmychadel turbodmychadly, Green Bay, Wisconsin

Čistírna provozuje dva paralelní oxidační příkopy s celkovým přítokem přibližně 63 645 m³/den. Vícestupňová odstředivá dmychadla byla po dosažení své životnosti nahrazena turbodmychadly s magnetickými ložisky. Výsledkem byla úspora 2 mil kW/hod za rok a návratnost investice za 13 let s další výhodou menší údržby.

Konfigurace provzdušňovacích elementů

Při využití nádrže s postupným tokem je evidentní, že zatížení na začátku nádrže je největší a postupně se snižuje. Běžným opatřením tedy je přizpůsobení rozmístění difuzérů; tedy umístění jejich většího množství do vtokové strany nádrže. Díky menšímu přívodu vzduchu do odtokové části nádrže je snížena energetická náročnost.

Přerušovaná aerace

Díky přerušované aeraci se sníží doba, po kterou pracuje provzdušňovací systém. Toto opatření je vhodné pouze pro čistírny, které nepracují na hraně své kapacity. Délka cyklu provzdušňování – neprovzdušňování může být pevně nastavená nebo může být řízená koncentrací rozpuštěného kyslíku. Při aplikaci tohoto opatření je potřeba vzít v potaz, že provzdušňování také přispívá k homogenizaci nádrže. Ta tedy musí být zajištěna jiným zařízením; v opačném případě musí být neprovzdušňovaný interval dostatečně krátký na to, aby nedošlo k usazování.

Řízení procesu aerace na základě měření složek dusíku

V předchozím odstavci je zmíněno řízení aerace na základě měření koncentrace kyslíku. V případě oběhových aktivačních nádrží, které slouží jak pro nitrifikaci, tak pro denitrifikaci, je běžnou praxí pevně nastavit dobu nitrifikace a dobu denitrifikace a v době nitrifikace řídit aeraci právě na základě měření koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Vzhledem k možnosti nestabilního nátoky se pro zajištění odstranění dusíku jeví jako vhodnější řídit provzdušňování na základě měření koncentrace dusičnanů, případně amoniakálního dusíku.

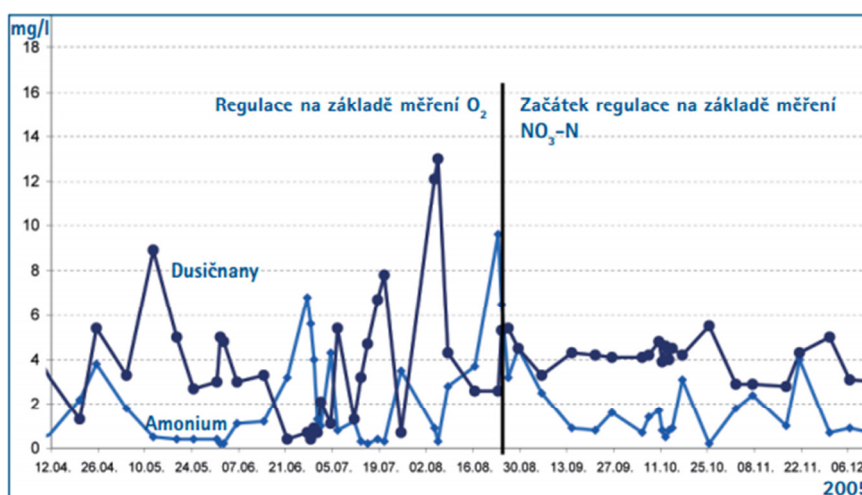
2.5.2.1.2 Případová studie řízení aerace na základě měření dusičnanového dusíku, Sonsbeck, Německo



Obr. 12 Umístění ČOV Sonsbeck

ČOV v Sonsbeck má kapacitu 5250 EO. Biologické čištění včetně odstranění dusíku probíhá ve dvou paralelních oběhových aeračních nádržích (33). Aerační nádrž je vybavená dvěma povrchovými aerátory. V původním nastavení byl jeden z aerátorů v činnosti nepřetržitě, čímž zajišťoval cirkulaci vody, a druhý byl zapínán a vypínán na základě měření koncentrace kyslíku v nádrži. Při tomto nastavení ale vzhledem k neustálé přítomnosti kyslíku nedocházelo v dostatečné míře k denitrifikaci a ta potom probíhala v dosazovací nádrži, což způsobovalo přítomnost vrstvy kalu na hladině dosazovací nádrže (34).

V roce 2005 bylo řízení procesu přenastaveno za použití nových sond. Systém je od té doby kontrolován na základě množství dusičnanového dusíku přítomného v aerační nádrži. Jeden z aerátorů stále běží nepřetržitě. Druhý aerátor se vypne, když hodnota dusičnanového dusíku v nádrži dosáhne 6,5 mg/l a opět se zapne, když koncentrace klesne na 2,5 mg/l. Maximální doba provzdušňování je nastavena na 1000 minut a maximální doba vypnutí na 480 minut.



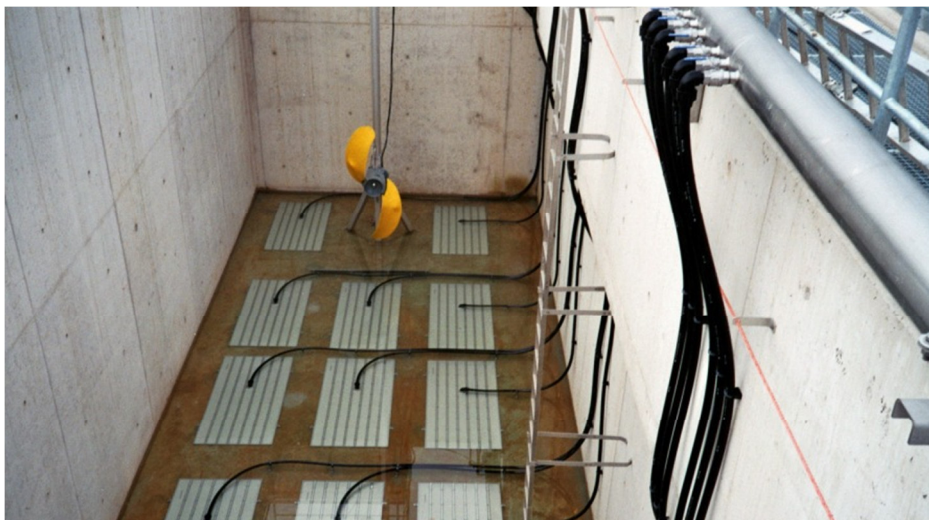
Obr. 13 Hodnoty na odtoku před a po zavedení řízení na základě koncentrace dusičnanů (34)

Nejenže se snížila spotřeba energie na provzdušňování, ale především se zlepšila kvalita vypouštěné vody ve smyslu koncentrace dusičnanů (34). Z Obr. 13 je patrný vliv změny řízení aerace na odtokové parametry.

Ultra-jemnobublinné aerátory

Dnes je obecně známým faktem, že jemnobublinná aerace je energeticky efektivnější než středobublinná a hrubobublinná. Jemnobublinnými aerátory je vybavena většina ČOV. Vývoj membránových materiálů však umožňuje produkovat aerátory produkující menší bubliny, než je běžné pro jemnobublinnou aeraci; takové bubliny mohou mít průměr 0,2 až 1,0 mm. Účinnost přenosu kyslíku pro takováto zařízení výrazně stoupá v porovnání s běžnými jemnobublinnými systémy (29).

Mezi tyto systémy se řadí HiOx® Messner® Aeration Panel od americké firmy Parkson.



Obr. 14 Ultra-jemnobublinná aerace ve formě panelů (35)

Optimalizace mechanických aerátorů

Mechanické aerátory jsou obecně méně energeticky efektivní než pneumatické. V případě vertikálních mechanických aerátorů lze účinnost zvýšit, pokud je použit aerátor s více oběžnými koly. Oběžné kolo u hladiny potom zajišťuje vnos kyslíku, níže umístěné oběžné kolo podporuje homogenizaci; výsledkem je úspora energie (29).



Obr. 15 Vertikální mechanický aerátor s dvěma oběžnými koly

Shrnutí možností pro snížení spotřeby energie na aeraci

Při optimalizaci čistírny z energetického hlediska je právě aerace nejdůležitější složkou, jelikož přispívá ke spotřebě energie v některých případech více než 50 % z celkové spotřeby čistírny.

Pro snížení spotřeby se zde nabízí použití moderních výrobků, jako jsou turbodmychadla nebo ultra-jemnobublinné provzdušňovací elementy. Další možností je omezit vnos vzduchu; toho lze při zachování účinnosti procesu dosáhnout optimalizací rozmístění provzdušňovacích elementů nebo přerušovanou aerací, která je řízena obsahem rozpuštěného kyslíku. Dalším stupněm optimalizace je potom řízení aerace na základě měření koncentrace složek dusíku.

2.6 SPOTŘEBA ENERGIE ČERPADLY

Čerpadla mohou výrazně přispívat ke spotřebě elektrické energie na ČOV, mnohdy jsou na druhém místě. Při optimalizaci využití elektrické energie čerpadly je třeba se zaměřit na jejich účinnost. Celková účinnost čerpadla se skládá z:

- Účinnosti součástí čerpadla $\mu_{\text{č}}$,
- Účinnosti motoru μ_{m} ,
- Účinnosti regulátoru μ_{r} .

Výsledná účinnost systému odpovídá součinu jednotlivých účinností. Účinnost čerpadla je poměr mezi příkonem čerpadla a energií předanou čerpané vodě. Rozmezí hodnot pro jednotlivé účinnosti je uvedeno v Tab. 2.4.

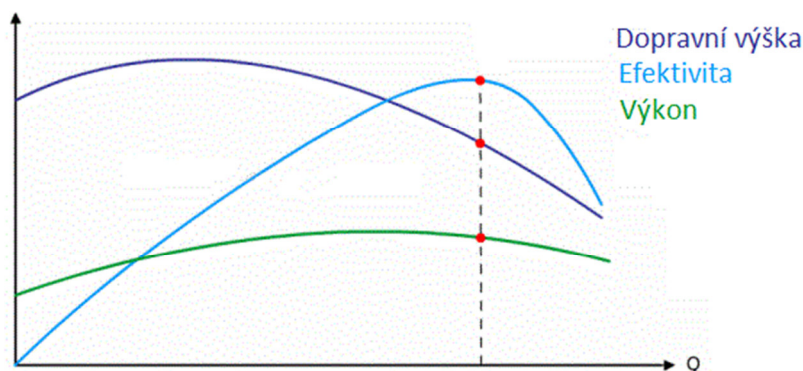
Tab. 2.4 Účinnosti jednotlivých částí čerpacího systému podle (29)

Část čerpacího systému	Rozmezí účinnosti
Čerpadlo	30 až 75 %
Motor	20 až 98 %
Regulátory	85 až 95 %

2.6.1 Možnosti snížení spotřeby energie

Kapacita čerpadla

Pokud čerpadla pracují neefektivně, důvodem může být, že pracují mimo svůj ideální pracovní bod. Ideální pracovní bod je dosažen při maximální účinnosti, viz Obr. 16. Mnohdy jsou čerpadla navržena pro příliš velké průtoky a při běžných průtocích, které se vyskytují po většinu času, čerpají menší množství vody. Kvůli tomu jejich účinnost $\mu_{\text{č}}$ není maximální.



Obr. 16 Parametry čerpadla (upraveno podle (37))

Možným řešením nastíněné situace může být nahrazení čerpadel menšími, která budou pracovat blíže ke svému ideálnímu pracovnímu bodu (29). V tomto případě je kapacita systému snížena a musí existovat dostatečná akumulární kapacita pro odpadní vodu v případě větších průtoků. Podle EPA (29) je vhodné uvažovat o výměně čerpadel v případě, že je pracovní bod vzdálený 10 % a více od ideálního pracovního bodu.

Kapacita motoru

Stejně jako u samotného čerpadla, i motor má ideální pracovní oblast. Snížená účinnost může být důsledkem fungování motoru mimo tuto oblast, což je způsobeno například změnou zatížení čistírny. Dalším důvodem snížené účinnosti může být stáří motoru.

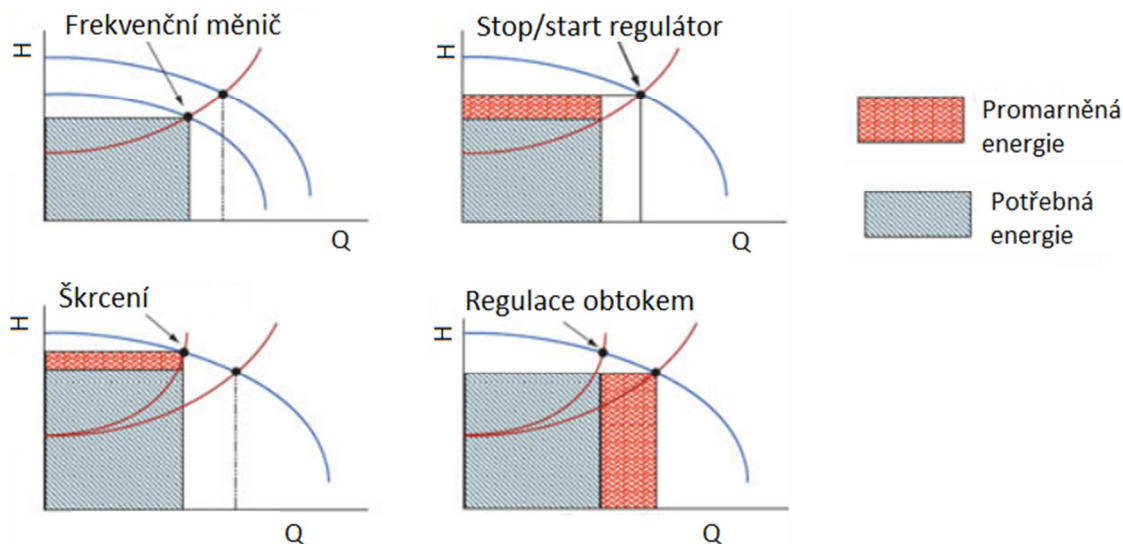
Řešením je tedy nahrazení motoru novým. V případě, že je důvodem neefektivity pouze zastaralost motoru, nejsou úspory díky výměně významné – pouze 4 až 8 % (29). V případě, že neefektivita je způsobena nevhodnou dimenzí motoru, jsou možnosti úspory díky výměně významnější.

Využití frekvenčních měničů namísto jiných způsobů regulace

Frekvenčními měniči je možno regulovat výkon čerpadla pomocí změny otáček motoru. Důsledkem je lepší shoda příkonu čerpadla a potřebného výkonu. Díky možnosti regulace

průtoku se zlepšuje variabilita systému. V případě, že není vyžadován maximální možný průtok, je průtok pomocí frekvenčního měniče snížen, tím se snižuje tlaková ztráta ve výtláčném potrubí což má za důsledek úsporu energie.

Na rozdíl od ostatních metod regulace průtoku, frekvenční měnič nevyužívá víc energie, než je nutné, jak je vidět na Obr. 17. Je zde zobrazena možnost regulace průtoku škrcením; v tom případě je uměle zvýšena ztráta energie v potrubí. Další možností je vypínání a zapínání čerpadla. Poslední zobrazený způsob regulace využívá obtoku, který vrací část čerpaného množství zpět před čerpadlo.



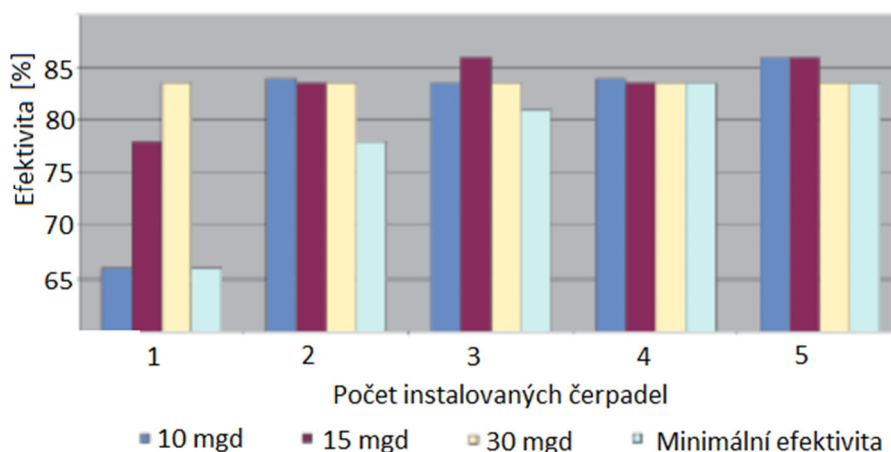
Obr. 17 Různé způsoby regulace čerpadla (upraveno podle (29))

Přesto, že je frekvenční měnič relativně energeticky efektivní, je s ním spojená ztráta energie, která se pohybuje od 4 do 10 % (37).

Zvýšení počtu čerpadel

V případě variabilního průtoku převáděného pouze jedním čerpadlem je faktem, že v některých časových úsecích toto čerpadlo pracuje neefektivně. Efektivita se zvýší využitím frekvenčního měniče, stále ale zůstane pro menší průtoky nízká. Možností je nahrazení jednoho čerpadla, případně několika čerpadel, větším počtem čerpadel s menší kapacitou každého z nich. V tomto případě je kapacita celého systému zachována, je ale zvýšena jeho flexibilita.

Analýza pocházející z USA (37) testuje efektivitu čerpání při použití různého počtu čerpadel (od 1 do 5). Celkový součet kapacity čerpadel je vždy stejný a to 30 mgd (přibližně 136 000 m³/den). Všechna čerpadla jsou vybavena frekvenčními měniči. Test je proveden při průtoku 10, 15 a 30 mgd. Na Obr. 18 lze pozorovat, že při nízkém průtoku je efektivita jednoho čerpadla velice nízká. Poslední sloupec (světle modrý) znázorňuje minimální pozorovanou efektivitu pro každý testovaný počet čerpadel; podle této analýzy tato hodnota stoupá se stoupajícím počtem čerpadel až do počtu 4.



Obr. 18 Efektivita čerpání v závislosti na počtu čerpadel (upraveno podle (37))

2.6.2 Shrnutí možností snížení spotřeby energie čerpadly

Při optimalizaci čerpadel z hlediska spotřeby elektrické energie je především potřeba instalovat čerpadla, která budou pracovat v oblasti blízko svého ideálního pracovního bodu, a motory, jejichž výkon je blízký potřebnému výkonu. Při proměnlivém průtoku se jeví jako výhodné využití většího množství menších čerpadel. V případě nutnosti regulace průtoku je vhodné použít frekvenční měniče.

2.7 PRODUKCE BIOPLYNU V KALOVÉM HOSPODÁŘSTVÍ

Kalové hospodářství tvoří podstatnou část čistírenského procesu. Při čištění odpadních vod vzniká primární kal jako výsledek usazovacího procesu a sekundární kal neboli přebytečný aktivovaný kal. Kaly je třeba stabilizovat (rozložit všechny rozložitelné látky a zamezit tak dalšímu rozkladu) a hygienizovat (odstranit patogeny). Pro stabilizaci kalů se běžně využívá anaerobního procesu. Výsledkem stabilizace je organický materiál, který může být využit jako hnojivo, a bioplyn. Bioplyn je nosičem energie a může být využit přímo na ČOV k produkci tepla a elektrické energie. Pro hygienizaci kalů může být použita pasterizace (působení vysoké teploty – 70°C), termofilní vyhnívání nebo chemikálie (vápno). Stabilizace a hygienizace může probíhat zároveň.

Zpracování kalu začíná jeho zahuštěním a homogenizací. Následuje vyhnívací nádrž, která je většinou mezofilní (35°C), míchaná a doba zdržení může být okolo 15-20 dnů. V závislosti na druhu použité hygienizace systém může obsahovat další reaktor. Výstupy z anaerobní nádrže jsou bioplyn a vyhnílý kal. Kal je odvodněn, kalová voda se vrací na přítok ČOV, odvodněný/vysušený kal může být použit jako hnojivo. Bioplyn je uskladněn v plynojemu. Z plynojemu je přiváděn do kogenerační jednotky, která zajišťuje kombinovanou výrobu elektřiny a tepla. Elektřina je buď prodávána do sítě, nebo použita pro potřebu čistírny. Teplo produkované kogenerační jednotkou může být použito pro vyhřívání vyhnívací nádrže. Přebytečný bioplyn je spalován v hořácích.

Jelikož primární funkcí anaerobního vyhnívání kalu je jeho stabilizace, ne vždy je využit všech potenciál organického materiálu k výrobě energie. Dalším faktorem snižujícím produkci bioplynu je fakt, že v aktivační nádrži bývá udržována relativně dlouhá doba zdržení. Důvodem je umožnění nitrifikace, dalším efektem je ale částečná stabilizace kalu, která vede k menší produkci bioplynu v anaerobním procesu (38). Existují však způsoby, jak produkci bioplynu zvýšit a přiblížit tak čistírnu energetické soběstačnosti.

V následujících odstavcích je stručně popsán anaerobní proces vyhnívání kalu a následně možnosti zvýšení jeho efektivity.

2.7.1 Anaerobní vyhnívání kalu

Proces vyhnívání se skládá ze 4 fází, které jsou znázorněny na Obr. 19.

Během hydrolýzy jsou organické makromolekuly rozbíjeny molekulami vody na menší jednotky následovně:

- Složené cukry (celulóza, hemicelulóza) se rozloží na glukózu;
- Bílkoviny se rozloží na aminokyseliny;
- Tuky jsou rozloženy na mastné kyseliny s dlouhým uhlíkatým řetězcem.

Tomuto procesu napomáhají extracelulární enzymy produkované některými fermentativními bakteriemi (39). Při procesu vyhnívání je tato jeho první fáze limitující (40). Hydrolýza je také podstatným procesem při likvidaci patogenů (41).

Dalším stadiem je acidogeneze. Během ní jsou jednoduché látky přeměněny na mastné kyseliny (acetát a další), alkoholy, vodík a oxid uhličitý. Jak lze vidět na Obr. 19, metabolismus se rozděluje na dvě větve. V této části jsou produkovány substráty pro metanogenezi přímo (acetát, vodík, oxid uhličitý) a zároveň vzniká skupina látek, která je substrátem pro acetogenezi (42). Většina substrátu (70%) je přeměněna v první zmíněné větvi metabolismu (39).

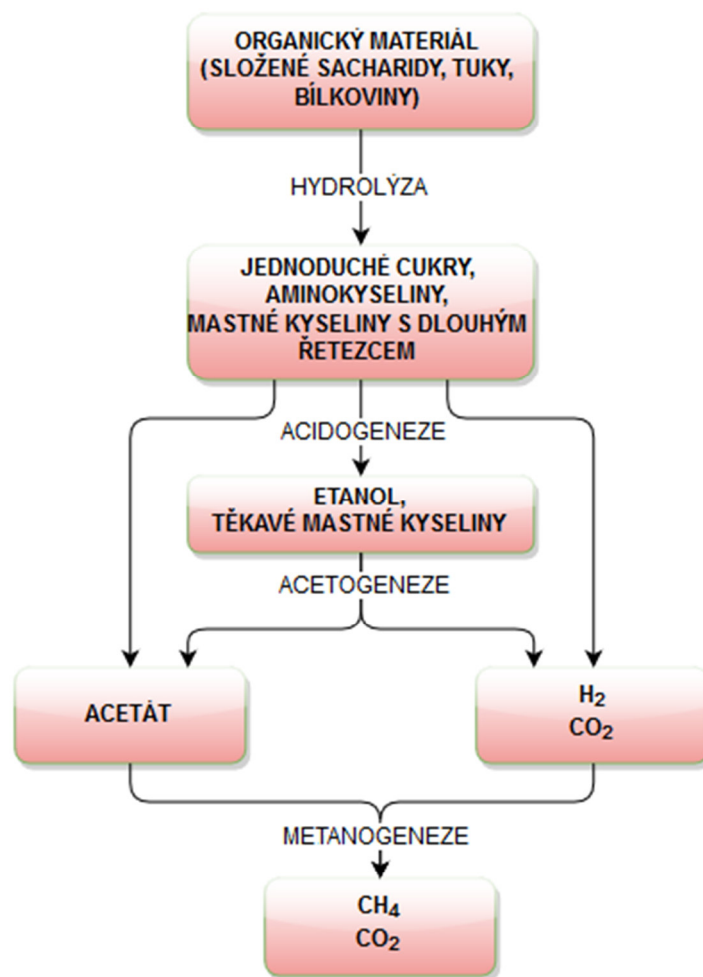
Acetogeneze je přeměna výše zmíněné skupiny látek na acetát a vodík s oxidem uhličitým. Pokud není produkován vodík konzumován dostatečně rychle, zvýší se podíl látek procházejících druhou větví metabolismu; to značí, že proces není v rovnováze (39).

Metanogeneze je posledním stupněm popisovaného procesu. Lze ji rozdělit na dva typy:

- Acetotrofická metanogeneze (z acetátu),
- Hydrogenotrofická metanogeneze (z vodíku a oxidu uhličitého).

První zmíněná je majoritní; tvoří se při ní přibližně 70% výsledného množství metanu.

Mikroorganismy produkující metan jsou ze skupiny archea a společně se nazývají metanogeny. Každý ze dvou druhů metanogeneze je prováděn jiným druhem metanogenů. Organismy účastníci se acetogeneze a metanogeneze preferují mírně chladnější prostředí než bakterie účastníci se předchozích kroků a jsou citlivější na změny složení přitékajícího substrátu.



Obr. 19 Anaerobní vyhnívání (podle (43))

Výsledkem anaerobního vyhnívání je bioplyn, který je směsí metanu (CH_4) a oxidu uhličitého (CO_2). Poměr metanu a oxidu uhličitého je různý, nicméně metan většinou převažuje (44). Jeho obsah se pohybuje od 50 do 80 % (45). Kromě těchto dvou plynů je v bioplynu také obsaženo malé množství sirovodíku a vodní páry.

Substráty

Pro produkci metanu nejsou všechny druhy substrátu stejně efektivní. Nejvíce metanu vzniká fermentací tuků (přibližně 1 l/g RL), menší množství je potom produkováno z bílkovin (cca 0,5 l/g RL) a z cukrů (cca 0,4 l/g RL) (39). Uvedené hodnoty jsou teoretické a v praxi jsou sníženy v závislosti na stupni konverze. Ten může být v nejlepším případě až 95%, běžně potom 40-60% (39).

2.7.1.1.1 Lignocelulóza

Problémem při rozkladu kalu může být přítomnost lignocelulózy. Lignocelulóza pochází z rostlinných buněčných stěn. Skládá se z celulózy, hemicelulózy a ligninu. Díky chemickému složení a mnoha různým vazbám je lignocelulóza jen velmi obtížně rozložitelná. Lignin je hydrofobní a brání nasáknutí celulózy vodou, což je nezbytné pro mikrobiální rozklad (39). Samotný lignin je navíc mikrobiálně nerozložitelný (39). K rozkladu lignocelulózy dochází při hydrolýze, což podporuje tvrzení, že tato fáze je kritická při procesu vyhnívání.

2.7.2 Zužitkování bioplynu

Bioplyn produkovaný ve vyhnívací nádrži je v ideálním případě dále využit v kogeneračních jednotkách pro produkci kombinace elektrické a tepelné energie. Produkované teplo se typicky využívá pro vytápění budov, je možné jej použít také například pro ohřívání vyhnívací nádrže. Elektrinu čistírna dodává do sítě.

Předčištění bioplynu

Hlavními a zároveň žádanými složkami bioplynu jsou metan a oxid uhličitý. Bioplyn z anaerobního vyhnívání dále ale obsahuje také nežádoucí složky, které je třeba odstranit před jeho využitím v kogeneračních jednotkách. Kromě výše zmíněných složek obsahuje vodní páru, sirovodík v koncentraci 500 až 800 mg/m³ a siloxany v koncentraci několika 10 mg/m³ (46).

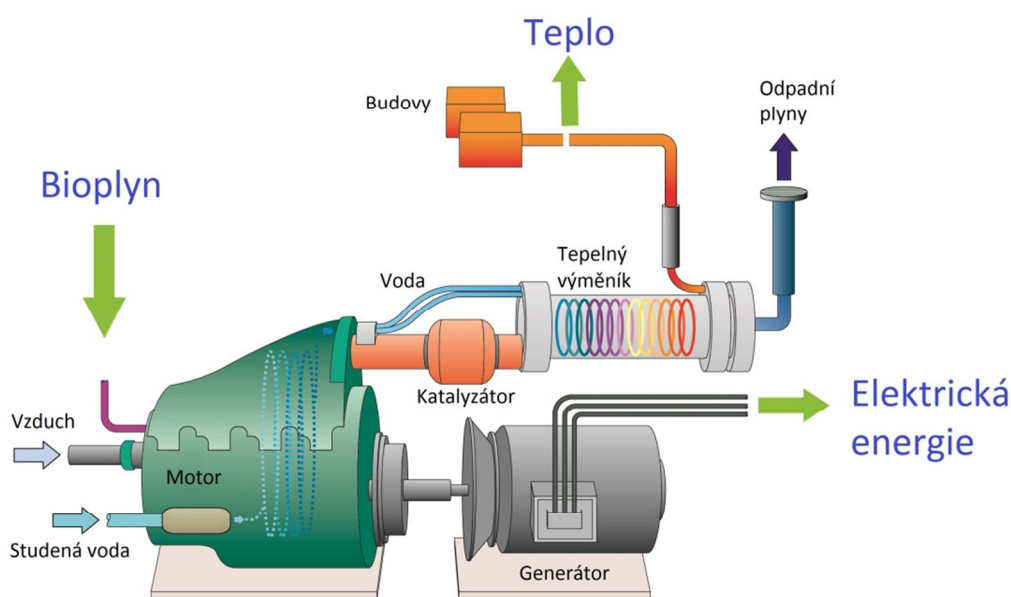
Sirovodík je nutné z bioplynu odstranit v zájmu životnosti kogenerační jednotky. Je možné jeho produkci omezit přidáním solí železa do vyhnívacího kalu, k tomuto účelu lze použít železitě vodárenské kaly. Další možností je adsorbce na plynárenské hmotě, jejíž součástí je hydratovaný oxid železitý. Jinou možností je biologické odstranění, při kterém se využívají sírné bakterie a omezené množství kyslíku. Při mokřím praní probíhá přenos hmoty mezi plynem a rozpouštědlem; mokřé praní lze provést alkalickými roztoky, organickými rozpouštědly a dalšími látkami (45).

Siloxany nebo také silikony jsou křemíkaté látky, které mohou v kogeneračních jednotkách způsobovat abrazi (46). Tyto látky lze odstranit vhodným absorbentem (45).

Kogenerace

Kogenerace představuje společnou produkci tepla a elektrické energie, v angličtině „Combined heat and power“, proto se můžeme setkat také s označením CHP pro tuto technologii.

V případě kogenerace je konečná efektivita vyšší než v případě oddělené produkce tepla a elektřiny. Poměr tepelné energie a elektrické energie se různí, typickou hodnotou je 0,3 (47). Nevýhodou tohoto systému může být nevyužití vznikajícího tepla v letních měsících.



Obr. 20 Schéma kogenerační jednotky (upraveno podle (48))

Trigenerace

Relativně novou možností je využití trigenerace, tedy produkce tepla, chlazené vody a elektrické energie; tato technologie je také známá jako CCHP (Combined cooling, heat and power).

Využití bioplynu namísto zemního plynu

Relativně komplikovanou možností využití bioplynu je jeho zušlechťování a následné využití místo zemního plynu. Pro takové využití se obsah metanu v plynu zvyšuje na 97 % a lze ho potom využít pro pohon automobilů (49). Při úpravě se odstraňuje oxid uhličitý, sirovodík, voda a pevné částice. Nejnáročnější je odstranění oxidu uhličitého. Nejčastěji používanou metodou pro jeho odstranění je tlaková vodní vypírka, při které se oxid uhličitý zachycuje ve vodě (49).

Vytápění

Bioplyn může být spolu se zemním plynem spalován v kotelně, která vyrábí teplo například pro vytápění budov nebo vyhřívacích nádrží; tento systém funguje v ČOV Brno Modřice.

2.7.3 Zvýšení produkce bioplynu

Při snaze dosáhnout energetické soběstačnosti čistírny je jednou z možností zvýšení produkce bioplynu, který je v kogeneračních jednotkách přeměňován na teplo nebo elektrickou energii. Jednoduchou modifikací je **zvýšení teploty** ve vyhřívací nádrži, je ale nutno porovnat energii nutnou ke zvýšení teploty a energii získanou díky této změně. K nárůstu množství bioplynu dochází také při **zvýšení obsahu pevných látek** v kalu, k tomuto účelu lze instalovat efektivnější odvodňovací zařízení. Zvýšení produkce bioplynu lze dosáhnout implementací některého z druhů **předčištění** kalu. Další možností je modifikace vyhřívací nádrže rozdělením do více stupňů. V neposlední řadě lze uvažovat o navýšení produkce smícháním kalu s dalším organickým substrátem a zavedením **spoluvyhřívání**.

Předčištění kalu

Způsobem zvýšení produkce bioplynu je podpoření první fáze anaerobního vyhřívání, tedy rozkladu organických materiálů na jednodušší látky (50). Látky jsou potom snadněji přístupné pro další fáze vyhřívání. Tohoto je dosaženo rozbíjením buněčných membrán na menší části a celkovou dezintegrací buněk.

Způsoby předčištění substrátu před vyhříváním lze rozdělit do několika druhů:

Existuje mnoho způsobů mechanického předčištění; mezi ně lze zařadit **ultrazvuk, lyzační zahušťovací odstředivku, trysku s kolizní deskou, homogenizátor a mletí**.

Tepelné předčištění se provádí při různých teplotách; níže je popsána **pasterizace kalu** (předčištění při nízké teplotě) a **termická lyzace** (předčištění při vysoké teplotě). V laboratorních podmínkách bylo také použito střídavé **mrazení a rozmrazování**.

Chemické předčištění využívá k rozkladu organických látek silných zásad v případě **alkalického předčištění**, kyselin v případě **acidického předčištění** nebo oxidace, jako je tomu v případě mnoha **oxidačních metod**.

Biologické předčištění spočívá v podpoření **enzymatické hydrolýzy**.

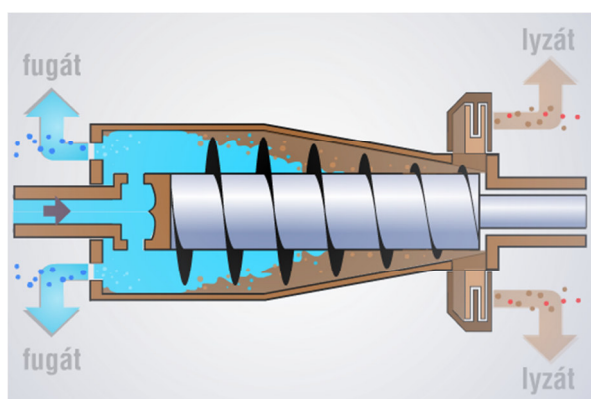
Mnoho způsobů předčištění kalu bylo pouze testováno v laboratorních podmínkách a pro využití v praxi jsou (prozatím) považovány za nevhodné především kvůli vysokým nákladům. Vybrané způsoby předčištění jsou popsány v následujících odstavcích.

2.7.3.1.1 Aplikace ultrazvuku

Ultrazvuk způsobuje v kalu vznik kavitacních bublin, které při zhroucení produkují teplo a vysoký tlak a způsobí vznik volných radikálů (51). Nejúčinnější je použití ultrazvuku o nízké frekvenci (51).

2.7.3.1.2 Lyzační zahušťovací odstředivka

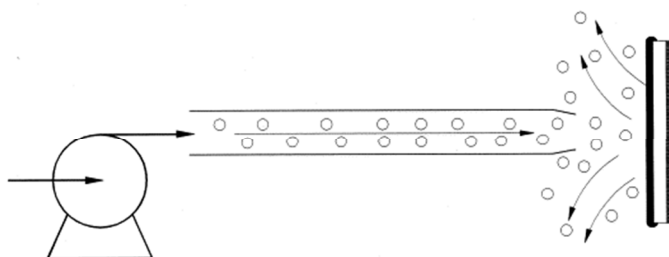
Před vyhnívacím reaktorem je běžně zařazeno odvodňování kalu. Úpravou zahušťovací odstředivky lze využít její kinetickou energii k dezintegraci kalu (52). Toto zařízení je od roku 2007 instalováno na ČOV v Liberci, kde pomohlo ke zvýšení produkce bioplynu o 23 % (53). Schéma lyzační odstředivky lze vidět na Obr. 21.



Obr. 21 Schéma lyzační zahušťovací odstředivky

2.7.3.1.3 Tryska s kolizní deskou (Collision plate)

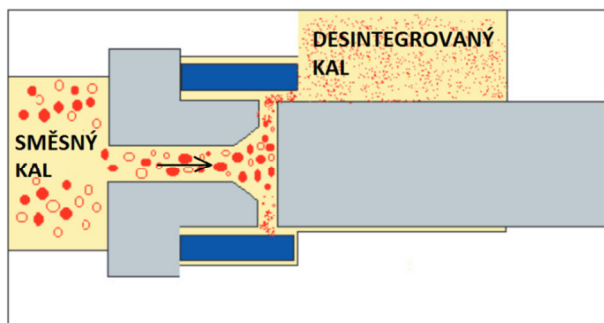
Jedním z mechanických způsobů dezintegrace kalu je tryska s kolizní deskou. Tryska a kolizní deska jsou umístěny v reaktoru. Kal tryská pod tlakem 30-50 bar a naráží do kolizní desky (54), jak lze vidět na Obr. 22.



Obr. 22 Tryska s kolizní deskou (55)

2.7.3.1.4 Vysokotlaký homogenizátor

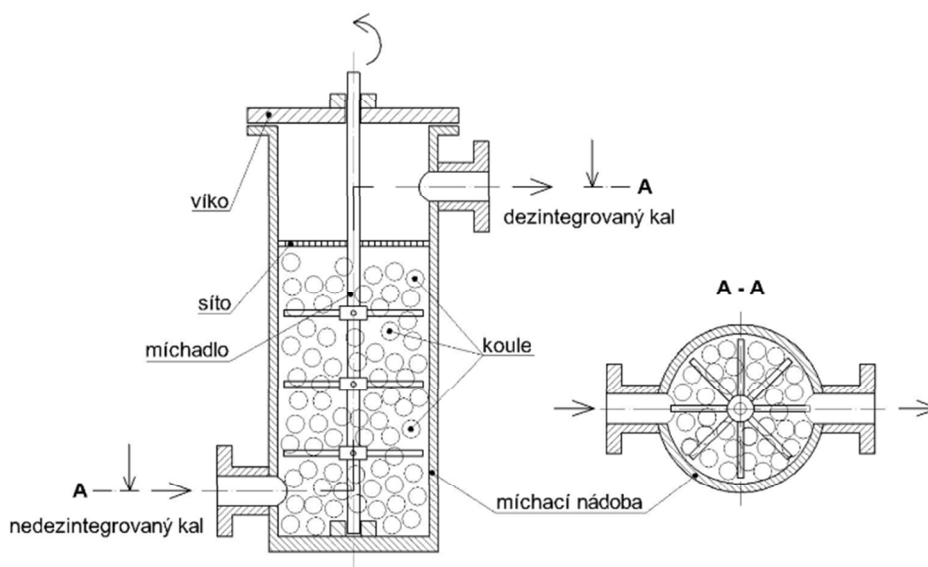
V případě vysokotlakého homogenizátoru je kal natlakován až na 900 bar a následně prochází homogenizačním ventilem (štěrbínou) (54). Tento proces byl již v praxi použit. Schéma lze vidět na Obr. 23.



Obr. 23 Schéma vysokotlakého homogenizátoru (56)

2.7.3.1.5 Mletí

Kal může být dezintegrován pomocí mletí, nejčastěji v kulových mlýnech, viz Obr. 24.



Obr. 24 Schéma kulového mlýnu (57)

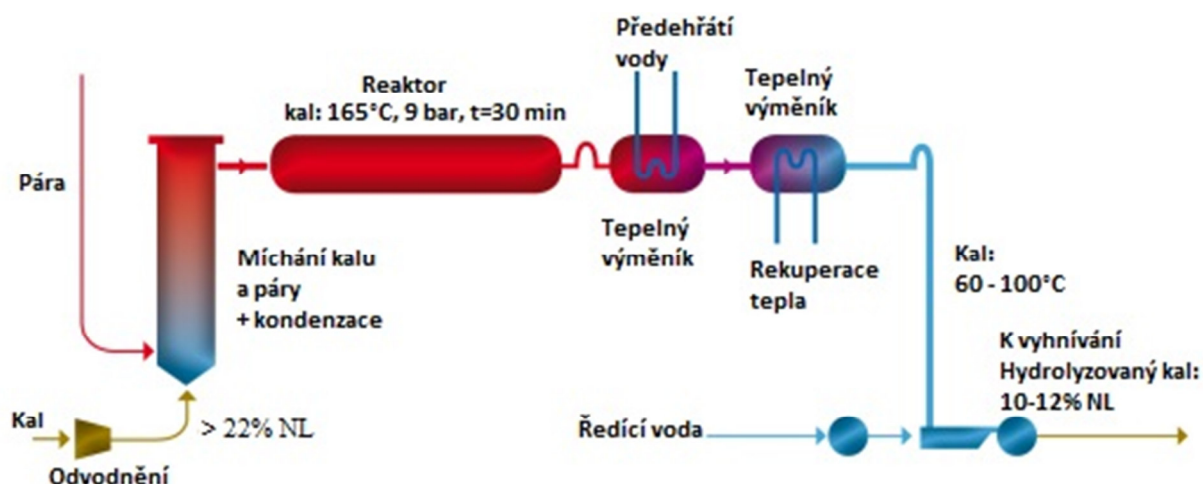
2.7.3.1.6 Pasterizace kalu

Tepelné čištění kalu při 70°C po dobu 1 hodiny se prvotně používá za účelem hygienizace kalu, tedy zničení patogenů. Při zařazení tohoto stupně před vyhnívání lze očekávat nárůst produkce bioplynu (58).

2.7.3.1.7 Termická lyzace kalů (Thermal hydrolysis)

Narušení organického materiálu je způsobeno vysokou teplotou (165°C) v kombinaci se zvýšeným tlakem (6-9 bar). Kromě toho, že se zvýší produkce bioplynu, je následkem termické lyzace kalů také jejich snazší odvodnitelnost (59). Podle výrobce této technologie je výsledkem anaerobního vyhnívání substrát s lepšími vlastnostmi, než v případě bez využití termické lyzace (60). Tím je míněna především lepší odvodnitelnost a stabilizace.

Komerčně využívaná zařízení pro tuto technologii jsou Exelys™ od VEOLIA a CambiTHP® od CAMBI GROUP AS. První z nich je zobrazeno na Obr. 25.



Obr. 25 Schéma termické lyzace kalů

2.7.3.1.8 Alkalické předčištění

Z možností chemického předčištění je tato upřednostňována, protože úprava pH na vyšší před vyhníváním je žádoucí (61). Kal je smíchán se zásaditou látkou, např. KOH (62), NaOH (63) nebo vápno. Tento způsob předčištění se ukázal jako efektivní při kombinaci s dalšími metodami – aplikací ultrazvukem (62). Tato metoda je prozatím zkoumána laboratorně, není známá aplikace v praxi.

2.7.3.1.9 Acidické předčištění

V tomto případě je rozrušení buněk provedeno okyselením kalu, např. chlorovodíkem. Tato metoda je zatím na úrovni laboratorních testů; ekonomické zhodnocení ji ukázalo jako v současnosti neefektivní (64).

2.7.3.1.10 Oxidační metody

Pro celou tuto skupinu metod platí, že se prozatím pohybují na úrovni laboratorních testů. Z oxidačních metod je nejvýznamnější **ozonizace**. Ozon je silné oxidační činidlo. Při aplikaci se rozkládá na volné radikály a reaguje se všemi látkami (51). Patogeny jsou zlikvidovány, buňky jsou rozbity a organické látky jsou rozloženy na jednodušší a tedy snadněji přístupné vyhnívání. Laboratorní testy ukázaly nejlepší efektivitu při zařazení ozonizace za vyhnívací nádrž a recyklování zpět do ní (65). Při použití příliš velké dávky ozonu dojde k mineralizaci dříve rozpuštěných látek (51), (54). Výroba ozonu je nákladná, což brání implementaci této metody v praxi (66).

Jako oxidační činidlo lze také použít **peroxid vodíku**. Konfigurace s oxidací zařazenou za vyhnívání a recyklováním části kalu se opět jeví jako nejvýhodnější (54). Alternativním oxidovadlem je **kyselina peroctová (PAA)**, která se rozkládá na vodu a kyselinu octovou. Při použití příliš velkého množství PAA se sníží produkce bioplynu, protože kyselina octová jako jedna z mastných kyselin potlačuje metanogenezi (67).

Mezi oxidační metody použitelné pro dezintegraci kalu lze zařadit také **mokrou oxidaci** (68). Jedná se o kombinaci vysoké teploty, tlaku a působení vzduchu nebo kyslíku. Problémem při aplikaci je zápach, koroze a vysoké provozní náklady (68).

2.7.3.1.11 Enzymatická hydrolýza (Enzymatic hydrolysis)

Jak je zmíněno výše, enzymy produkované přítomnými bakteriemi běžně napomáhají první fázi anaerobního rozkladu. Pro podpoření rozkladu organických látek enzymy je možné:

- Dodávat enzymy do vyhnívacího systému nebo předřazené nádrže,
- Využít předřazenou nádrž s aerobními bakteriemi produkujícími potřebné enzymy,
- Oddělit první stupeň vyhnívání do reaktoru s vhodnými podmínkami.

První možností je přímé dávkování enzymů. Výhodou tohoto postupu je snadné řízení procesu. Použití samotného dávkování enzymů nepřináší značný nárůst v produkci bioplynu; výhodné je v kombinaci s dalšími metodami (ohřívání, ultrazvuk) (58), (69), (40). Větší efekt je dosažen při použití směsi enzymů než v případě jednoho druhu (40). Metoda je ve fázi laboratorních testů.

V druhém zmíněném případě je před anaerobní vyhnívání zařazen aerobní reaktor s bakteriemi, které produkují potřebné hydrolyzující enzymy (70); hydrolýza tedy z většiny proběhne v této nádrži.

Oddělení prvního stupně vyhnívání spočívá v zařazení dalšího anaerobního reaktoru, který předchází vyhnívací nádrži. Tento reaktor je vyhříván na teplotu o něco větší než vyhnívací nádrž, což podpoří činnost relevantních mikroorganismů. Tato technologie je využívána ve Velké Británii, kde je jejím hlavním úkolem redukce patogenů. V tomto případě jsou využity průtočné reaktory s teplotou 42°C a dobou zdržení 2 dny (41). Tento způsob předčištění by se dal také zařadit do vícestupňových vyhnívacích systémů, jejichž popis následuje.

Vícestupňové vyhnívání (Multi-Stage Anaerobic Digestion)

Organismy napomáhající jednotlivým stupňům anaerobního procesu mají rozdílné požadavky na prostředí, jak je zmíněno v popisu anaerobního procesu. Obecně lze říct, že organismy podílející se na prvních dvou krocích preferují mírně kyselé prostředí a vyšší teploty v porovnání s organismy podílejícími se na acetogenezi a metanogenezi. Tato odlišnost je brána v úvahu v konfiguraci vícestupňových anaerobních systémů, které jsou alternativou k běžně používaným jednostupňovým vyhnívacím nádržím.

2.7.3.2.1 Dvoustupňové vyhnívání

Nejjednodušším vícestupňovým systémem je takový, který má 2 reaktory. V prvním z nich probíhají hydrolýza a acidogeneze. Tento reaktor se také nazývá primární nebo kyseliny produkující. Primární reaktor je vyhříván (termofilní), což podporuje činnost příslušných bakterií; doba zdržení je krátká. V této fázi jsou eliminovány patogeny. Ve druhém reaktoru probíhá acetogeneze a metanogeneze. Tento stupeň je také nazýván sekundární nebo metanový stupeň. Sekundární reaktor je mezofilní, není vybaven mícháním ani vyhříváním. Tento reaktor má delší dobu zdržení než primární reaktor a pH v něm je neutrální (41), (71).

2.7.3.2.2 Vyhnívání se střídavou teplotou (Temperature phased anaerobic digestion)

Další možností je oddělit jednotlivé stupně časově při zachování pouze jednoho reaktoru. V tomto reaktoru se potom střídají termofilní podmínky, které podporují hydrolýzu a tvorbu mastných kyselin, a chladnější podmínky, které jsou vhodné pro další dva kroky anaerobního procesu (41).

Spoluvyhnívání

Při hledání způsobu zvýšení produkce bioplynu se jako velmi slibná možnost nabízí spoluvyhnívání s dalšími odpady. Dá se očekávat, že tyto odpady budou dostupné zdarma, nejvyšší náklad tedy tvoří doprava na čistírnu. Výběr substrátu pro spoluvyhnívání bude tedy

velmi záviset na místních podmínkách a možnostech. Při implementaci spoluvyhnívání je většinou třeba instalovat předčištění.

Jako substrát ke spoluvyhnívání lze použít zbytky jídel; ty mohou pocházet z restaurací nebo to mohou být potraviny ze supermarketů s prošlou záruční lhůtou. Na oddělení potravin od obalů lze použít zařízení ECRUSOR[®], který zároveň odpady drtí a míchá s kalem (72). Výhodou přidávání zbytků jídla do vyhnívací nádrže je úprava C:N poměru. Pro vyhnívání je ideální hodnota 20 – 30, čistírenský kal má ovšem poměr C:N 6 – 9 (73). C:N poměr potravin je obecně vysoký, proto je jejich přimíchání výhodné (73). Výzkum ukázal, že společným vyhníváním kalu se zbytky jídla se také zvyšuje stupeň rozložitelnosti kalu (74).

Dále lze pro spoluvyhnívání použít zbytky rostlin, odpady z potravinového průmyslu, organické odpady vytríděné producenty a další. Jednou z možností je přidávání energetických plodin (kukuřice, slunečnice, řepa). V tomto případě je ale potřeba vzít v potaz obsah lignocelulózového materiálu. Substráty s velkým obsahem ligninu (sláma) se jeví jako problematické pro vyhnívání. Důvodem je špatná rozložitelnost a tedy vysoké náklady na předčištění (75).

Případové studie zvyšování produkce bioplynu v kalovém hospodářství ČOV

2.7.3.4.1 Spoluvyhnívání kalu s organickou frakcí tuhého komunálního odpadu, Treviso, Itálie

Čistírna v Treviso je navržena pro 70 000 EO (76). Čistírna zároveň přijímá organickou frakci tuhého komunálního odpadu (OFTKO) získanou z tříděného sběru, která putuje spolu s kalem do vyhnívacích nádrží.

Linka čištění odpadních vod se skládá z mechanického předčištění, biologického odstranění nutrientů, dosazovací nádrže a chlorování. Biologická část se skládá z anoxické nádrže pro denitrifikaci, anaerobní nádrže, určené pro biologické odstranění fosforu, další anoxické nádrže pro denitrifikaci a provzdušňované nádrže, kde probíhá nitrifikace a odstranění uhlíkatého znečištění (77). Tato konfigurace je známá pod jménem Johannesburg proces (78).

Vyhnívání je jednostupňové mesofilní. Následuje mechanické odvodnění stabilizovaného kalu (76).



Obr. 26 Umístění ČOV Treviso

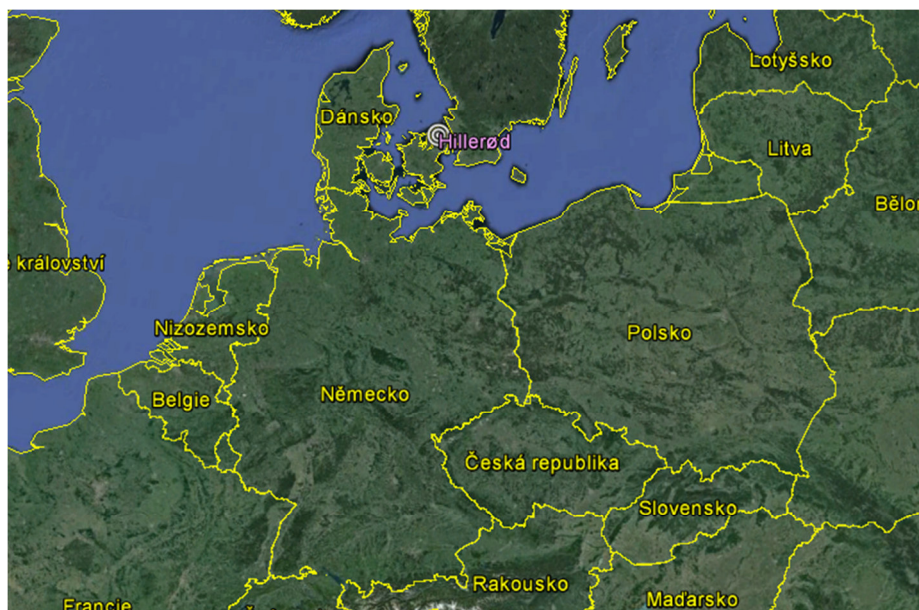
Kvalita OFTKO v tomto případě není příliš dobrá, což znamená, že v odpadu není obsaženo velké množství biologicky rozložitelných látek. Na tento fakt ukazují parametry odpadu: nízký poměr TL/PL (76,3 %), nízké BSK (2,127 g/kg PL). Na třídící lince je odstraněno cca 40 % hmoty OFTKO, převážně plasty, dále například kovy a sklo. Takto je organická frakce odpadu zvýšena na 95 % (76).

Takto upravený odpad je míchán s kalem v poměru od 2 do 12,5 tun OFTKO/100 m³ kalu. Přídavek odpadu vedl k navýšení produkce bioplynu, viz Tab. 2.5. K navýšení dochází díky lepší rozložitelnosti směsi (76). Podle (76) je pro úspěšnou implementaci tohoto systému důležitá dobře fungující třídící linka a čas pro aklimatizaci vyhnívací nádrže na podmínky spoluvyhnívání. Investice do implementace spoluvyhnívání se podle (76) navrátila za 3,5 roku.

Tab. 2.5 Zvýšení produkce bioplynu spoluvyhníváním s OFTKO (podle (76))

	Pouze kal	Kal + OFTKO
Produkované množství plynu (m³/m³reaktoru.den)	0,10	0,34
Specifická produkce plynu (m³/kg TL)	0,22	0,43
Měsíční produkce bioplynu (m³)	3,50	17,5

2.7.3.4.2 Implementace termické lyzace kalů zařízením Exelys™, Hillerød, Dánsko



Obr. 27 Umístění ČOV Hillerød

ČOV v Hillerød má kapacitu 50 000 EO, průtok 19 000 m³/den. Výše popsané zařízení pro termickou lyzaci kalů je zde instalováno od října 2010. V tomto případě je použito ve speciální konfiguraci zvané DLD (digesce – lyzace – digesce). Po prvním vyhnívacím kroku je přítomno méně látek pro hydrolýzu, tím je snížena spotřeba energie oproti systému LD. Hydrolyzované látky jsou znovu podrobeny vyhnívání a tím se maximalizuje výnos bioplynu (79).

V Hillerød se implementací termické lyzace zvýšila produkce bioplynu o 30 %. Zároveň se zlepšila odvodnitelnost kalu a finální objem kalu, který je třeba likvidovat, se snížil o 25 % (79).

Shrnutí možností zvýšení produkce bioplynu

V současné době existuje množství různorodých metod předčištění kalu, které přispívají k nárůstu produkce bioplynu. Většina těchto metod ale uvízla ve fázi testování a jejich nevyužití v praxi je způsobeno nepřiměřenými náklady. Výjimkou jsou systémy, které mají zároveň další funkci, např. termofilní lyzace (která slouží zároveň jako hygienizace) nebo lyzační odstředivka (která nahrazuje běžnou odstředivku před vyhnívací nádrží).

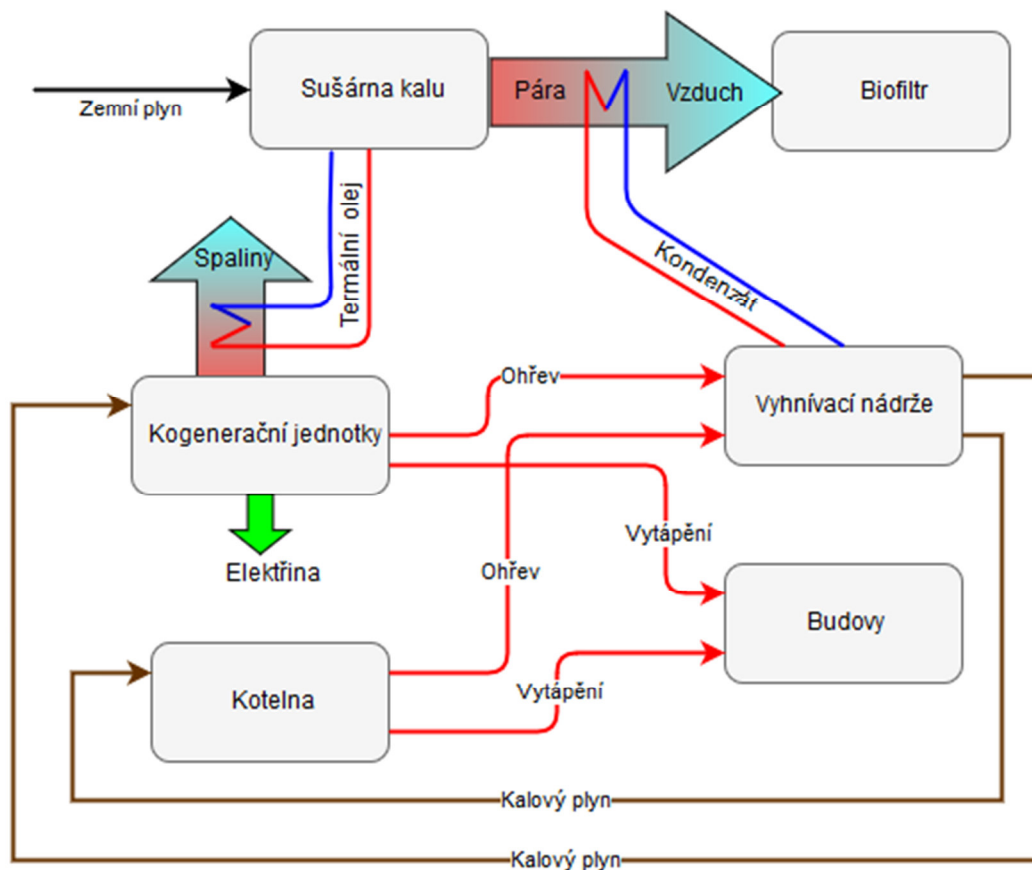
Využití spoluvyhnívání může přinést výrazný nárůst v produkci bioplynu. Tato možnost ale vyžaduje dodávat materiál produkovaný mimo čistírnu a nedá se tedy mluvit o „energetické soběstačnosti“ čistírny. Na druhou stranu při použití např. potravinových zbytků je tento systém oboustranně výhodný a zdroj je relativně stabilní; tuto možnost tedy považuji za slibnou.

2.8 DALŠÍ MOŽNOSTI ÚSPORY/PRODUKCE ENERGIE

2.8.1 Rekuperace tepla

Podstatné úspory energie lze dosáhnout rekuperací tepla. Možnosti rekuperace jsou dány technologiemi provozovanými na ČOV.

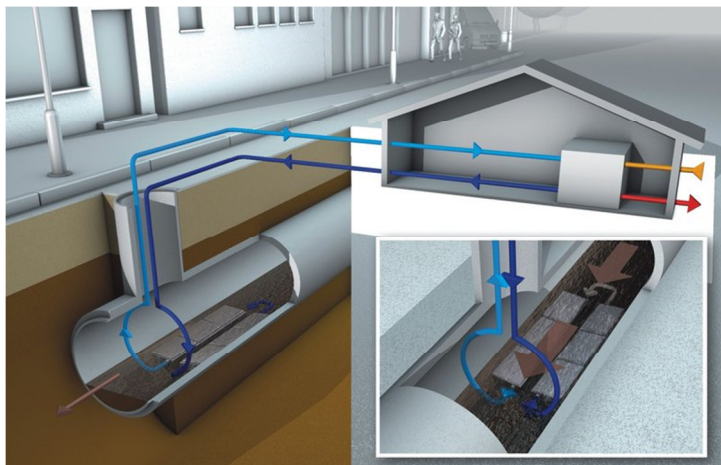
Příkladem efektivního využití tepelné energie je propojení několika technologií kalového, plynového a energetického hospodářství na čistírně v Brně. Schéma je zobrazeno na Obr. 28. Vysokoteplotní lopatková sušárna kalu s nepřímým ohřevem je vytápěná pomocí termálního oleje, který je ohříván v kotli zemním plynem. Páry, které vznikají při sušení kalu, jsou před odvedením k biofiltru ochlazeny a vzniklý kondenzát je využit jako zdroj tepla pro vytápění vyhnívacích nádrží. Tímto způsobem se rekuperuje až 40% z energie dodané sušárně formou zemního plynu. Hlavním zdrojem tepla pro vyhnívací nádrže je toto rekuperované teplo z kondenzátu, pouze při odstávce sušárny se pro vytápění vyhnívacích nádrží využívá teplo z kogeneračních jednotek a kotelny, které spalují bioplyn vzniklý ve vyhnívací nádrži a které zároveň slouží pro vytápění budov. Kogenerační jednotky dále produkují elektrickou energii, která je také využita na ČOV. Teplo výfukových plynů (spalin) z kogeneračních jednotek je využito při předehřívání termálního oleje pro vytápění sušárny kalu.



Obr. 28 Schéma rekuperace tepla na ČOV Brno Modřice

Získávání tepla z odpadní vody

Tepelnou energii lze získávat přímo z odpadní vody za pomoci tepelných výměníků. Tvar tohoto výměníku je třeba přizpůsobit jeho umístění; v případě umístění ve stoce, je nevhodné příliš měnit průtočný profil. Podstatná část aplikací těchto výměníků se nachází na stokové síti a neovlivňuje tedy přímo energetickou bilanci ČOV. Své uplatnění tato technologie ale najde také v čistírně, kde ji lze využít na získání tepla z kalové vody. Po vyhnívání je ohřátý kal odvoděn a kalová voda tedy také poskytuje velké množství tepelné energie. Firma HUBER dodává na trh tepelné výměníky, které slouží pro získávání tepla přímo z odpadní vody. Jedním z druhů těchto výměníků je TubeWin, viz Obr. 29.



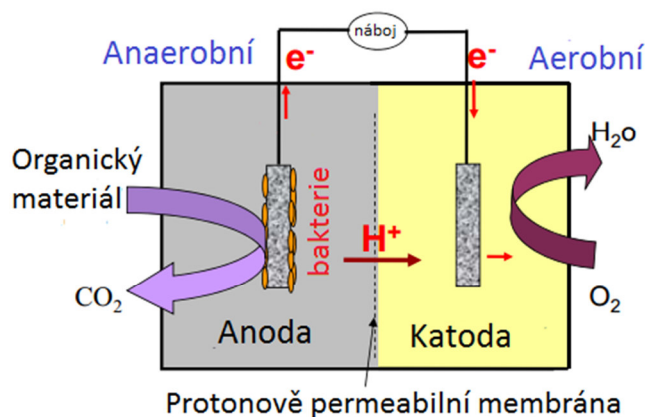
Obr. 29 Tepelný výměník TubeWin (80)

2.8.2 MFC

Zkratka MFC pochází z anglického názvu microbial fuel cells, který je do češtiny běžně překládán jako mikrobiální palivové články. Toto zařízení využívá bakterie jako katalyzátory k oxidaci organického i anorganického materiálu a produkci elektřiny (81).

Obecný princip funkce MFC je zobrazen na Obr. 30. V anaerobní anodové komoře je organický materiál oxidován a tím je odstraňováno znečištění. Při reakci vzniká vodíkový proton, CO_2 a elektrony. Jelikož akceptor elektronu pro tento proces se vyskytuje v aerobní katodové komoře, elektrony putují po vodiči, na kterém je umístěn rezistor, do katodové komory, čímž je generován proud. Aby byly elektrony přes anodu transportovány do vedlejší komory, musí být anoda osídlena exoelektrogeními bakteriemi (bakterie schopné přenášet elektron exacelulárně), které fungují jako katalyzátory. V katodové komoře se redukuje kyslík a vzniká H_2O . Výsledek procesu je tedy dvojí – odstranění znečištění z odpadní vody a výroba elektrické energie.

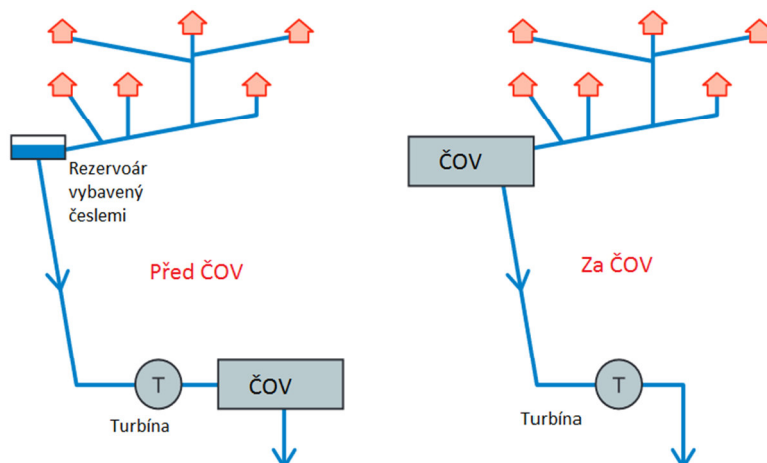
Tento proces byl mnohokrát testován v malém měřítku; zatímco odstranění znečištění funguje relativně dobře, generování proudu stále nefunguje s dostatečnou efektivitou. Vzhledem k tomu a k vysokým investičním nákladům se v současnosti MFC nebudují ve velkém měřítku a k jejich využití je zapotřebí další optimalizace (82). Je ale nutné dodat, že MFC našly také jiná uplatnění; mohou být použity například jako biosensory a po menší úpravě pro produkci vodíku.



Obr. 30 Schéma MFC (upraveno podle (81))

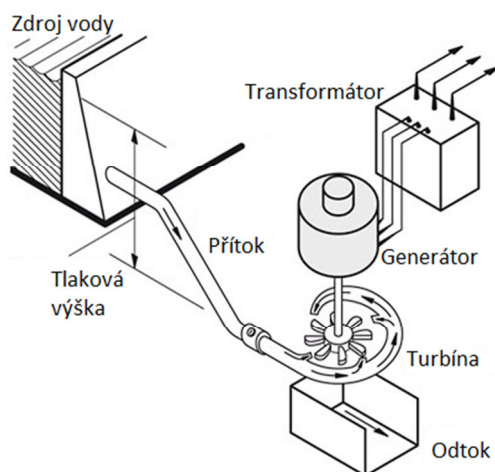
2.8.3 Instalace malé vodní elektrárny

V případě, že konfigurace terénu je příznivá, lze využívat energetický potenciál obsažený ve vodě za pomoci malé vodní elektrárny. Turbínu lze umístit před samotnou technologii čištění; v tomto případě je před čistírnou vybudován rezervoár na zachycení odpadní vody, který zajišťuje rozdíl hladin před a za turbínou. Druhou možností je umístění turbíny za samotný proces čištění (83), viz Obr. 31.



Obr. 31 Možnosti konfigurace čistírny s malou vodní elektrárnou (83)

Podstatnou podmínkou pro výrobu elektrické energie je dostatečná tlaková výška.



Obr. 32 Schéma umístění turbíny (84)

Malou vodní elektrárnu může využít například čistírna, která je z prostorových důvodů umístěná výš než kanalizační síť a tím vzniká výrazný výškový rozdíl mezi odtokem z čistírny a recipientem, toto je případ čistírny města Nyon ležícího ve Švýcarsku v blízkosti Ženevského jezera. Z důvodu nedostatku prostoru v blízkosti jezera byla čistírna na začátku 90. let vybudována na náhorní plošině o 110 m výše. Na odtoku z ČOV do jezera je nyní umístěna malá vodní elektrárna (84).

2.8.4 Pyrolýza kalu

Pyrolýza je termický rozklad organického materiálu za nepřítomnosti kyslíku. Tento proces lze využít pro výhodné zpracování kalu.

Dělí se na:

- nízkoteplotní (<500 °C),
- středněteplotní (500-800 °C),
- vysokoteplotní (>800 °C).

Produkty tohoto procesu jsou:

- plynné (oxid uhličitý, oxid uhelnatý, vodík, metan a další),
- kapalné (kondensát a vyšší uhlovodíky),
- tuhý zbytek (85).

Plynné produkty pyrolýzy obsahují hořlavé plyny a využívají se pro spalování.

Kapalný produkt pyrolýzy obsahuje oleje, které se pouze v některých případech dají využít jako paliva (86).

Tuhý produkt je hodnotný, pokud neobsahuje příliš mnoho popela a pokud má vysokou měrnou plochu. V případě méně kvalitních produktů je vhodné jejich skládkování (86).

Při tomto procesu se značně snižuje objem a hmotnost odvodněného kalu a tedy náklady na jeho likvidaci.

Při procesu pyrolýzy je kal zahříván v peci, která je vytápěná zvenku. Pro nastartování procesu je třeba využít externí palivo. V průběhu pyrolýzy je potom pro vytápění pece výhodné využít pyrolýzní plyn, jehož je produkován nadbytek a lze ho tedy využít pro další účely, např. vytápění budov (87).

Pomalá pyrolýza

Tato technologie používá pomalý ohřev materiálu, cca 5-7°C za minutu (88). Jednotky pro pomalou pyrolýzu jsou relativně levné. Nevýhodou je dlouhá doba zdržení v komoře.

V porovnání s dalšími druhy pyrolýzy je při pomalé pyrolýze produkován větší podíl pyrolýzního uhlí a menší podíl ostatních produktů (88).

Rychlá pyrolýza

Rychlá pyrolýza je variantou pyrolýzy, při které je surovina zdržena v pyrolýzním reaktoru po krátkou dobu (89). Dochází k rychlému ohřevu, cca 500-1000°C za minutu, přičemž teplota v reaktoru je udržována v rozmezí 425 – 500 °C (88). Poté se produkty ihned ochladí. Tímto procesem vzniká bio-olej, který může sloužit jako kapalné palivo. Dalšími produkty jsou podobně jako při běžné pyrolýze pyrolýzní plyn a biouhlí (89).

Problémem při produkci bio-oleje může být vysoký obsah vody v něm. Tomu lze zabránit vysušením materiálu před pyrolýzou na vlhkost pod 10 %. Další běžnou úpravou je rozdrcení materiálu na částice pod 3 mm (89).

Pyrolýza většinou probíhá v peci, která je z ohřívána pomocí pyrolýzních plynů. Výjimkou je níže popsaná technologie mikrovlnné pyrolýzy, která může být také zařazena mezi rychlou pyrolýzu.

2.8.4.1.1 Mikrovlnná pyrolýza kalu

Variantou popsané technologie rychlé pyrolýzy je ohřátí za pomoci mikrovlnného záření. Stejně jako u rychlé pyrolýzy i zde se kal předupravuje vysušením na vlhkost 10 % a rozdrcením.

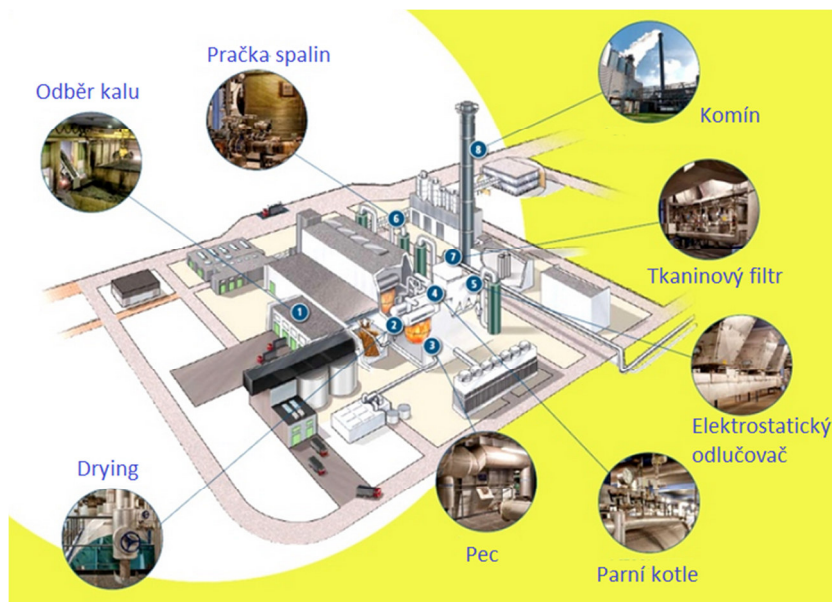
Zásadním rozdílem oproti předchozím technologiím ohřevu je, že při mikrovlnné pyrolýze dochází k ohřátí materiálu směrem zevnitř napovrch (což je opakem k přenosu tepla z externího zdroje) (88). Pro tuto technologii je vhodný materiál s vyšším obsahem vody, což kal splňuje. Důvodem je, že při aplikaci mikrovlnného záření se nejdříve ohřeje voda a od ní se ohřejí ostatní částice (88).



Obr. 33 Reaktor pro mikrovlnnou depolymerizaci (pyrolýzu) od firmy Bionic (89)

2.8.5 Sušení a spalování kalu

Přebytečný kal z ČOV může být likvidován spalováním, a to jak surový kal, tak také vyhnílý kal, přičemž častější a energeticky výhodnější je sušení a spalování kalu vyhnílého. Kvůli vysokému obsahu vody je kal vysoušen před samotným spalováním. Sušením se snižuje objem kalu asi na třetinu, přičemž kaly se suší na obsah sušiny 65 až 92 % (90). Takto vysušený kal se poté dá spalovat ve spalovně, v elektrárně nebo také v cementárně. Poslední způsob je považovaný za nejlepší, jelikož umožňuje maximální energetické využití a využívá také tuhý zbytek po pálení (90).



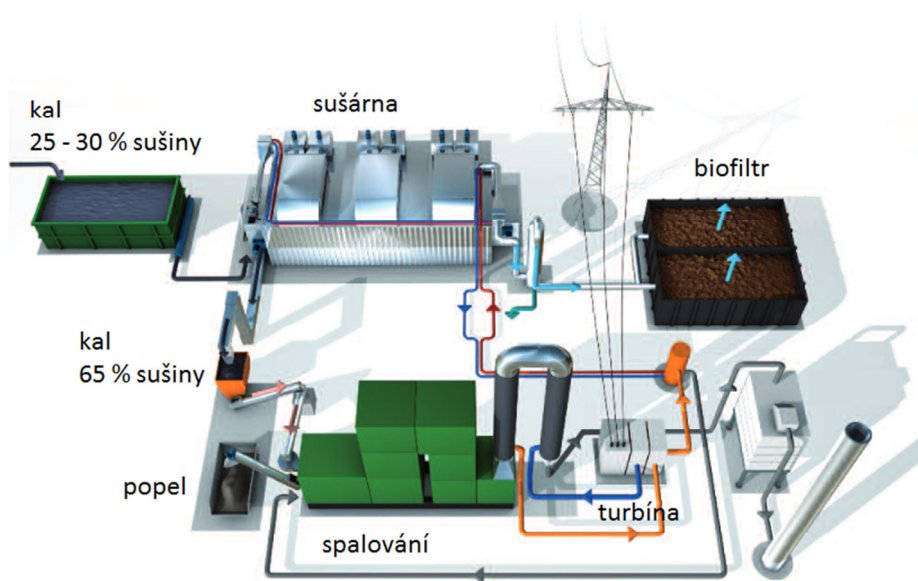
Obr. 34 Spalovna čistírenských kalů N.V. Slibverwerking Noord-Brabant (upraveno podle (91))

Právě vysoký obsah vody v čistírenských kalech dělá ze spalování energeticky neefektivní technologii, tj. energie potřebná pro vysušení kalu a pro jeho ohřívání během spalování je větší než energie, kterou lze tímto způsobem vyprodukovat. Pozornost se tedy dnes věnuje optimalizaci procesu spalování, díky které se tento rozdíl zmenšuje. Příkladem je největší spalovna čistírenských kalů na světě, která se nachází v Holandsku a je provozovaná firmou N.V. Slibverwerking Noord-Brabant. Tato spalovna byla vybudována v roce 1997 a její

činnost zajišťovaly čtyři nízkotlaké parní kotle. V roce 2011 byly dva z těchto kotlů nahrazeny vysokotlakými kotli a zároveň byla instalována nová turbína. Nové strojní vybavení v tomto případě posunulo spalovnu k 95 % energetické soběstačnosti.

2.8.5.1.1 Případová studie optimalizovaného procesu sušení a spalování kalu technologií sludge2water, Straubing, Německo

Příkladem optimalizovaného způsobu sušení a spalování kalu je technologie sludge2water vyvinutá společnostmi HUBER SE a WTE Group. V tomto procesu kal prochází pásovou sušárnou a následně je spalován v reaktoru s fluidním ložem. Součástí technologie je také systém recyklace tepla; sušárna je ohřívána zbytkovým teplem ze spalování, vzduch pro spalování je předehříván odpadními plyny. Součástí systému je plynová turbína pro výrobu elektrické energie. Při tomto procesu je produkován popel bohatý na fosfor, který je možno v budoucnu využít pro znovuzískání fosforu; více o tomto tématu je napsáno v následující kapitole.



Obr. 35 Sludge2water zpracování kalu v Straubing (upraveno podle (92))

Jednou z čistíren, které využívají tuto technologii je ČOV Straubing v Německu. Čistírna je navržena pro 200 000 EO a v současné době čistí přibližně 35 000 m³ odpadní vody za den. Kal je podroben vyhnívání a odvodnění pomocí odstředivky; takto upraveného kalu o hmotnosti sušiny 28 až 29 % čistírna produkuje 9 000 tun/rok. Podle výrobce je energetická bilance tohoto procesu počínaje sušením kalu pozitivní (92). Do této bilance ale není zahrnuta spotřeba energie na odvodnění kalu, která je při zmíněné hmotnosti sušiny 30 až 60 kWh/t. Schéma procesu je zobrazeno na Obr. 35.

Získávání fosforu

Přestože spalování kalu se nemůže stát energeticky efektivním, existuje pro jeho používání pádný důvod a tím je možnost získávání fosforu z tuhého zbytku po spalování. Fosfor je důležitou surovinou především pro zemědělství ale také pro další průmyslová odvětví. Podle odhadů vydrží světové zásoby fosforu ještě přibližně 100 let (93). Vzhledem k narůstající náročnosti těžby této suroviny, která je způsobena výskytem ve špatně dostupných lokalitách, se ceny fosforu rychle zvyšují. To jsou pádné důvody pro recyklaci této suroviny. V měřítku Evropy lze recyklaci z odpadních vod nahradit přibližně 20-30 % dováženého fosforu (94).

Z možných metod obnovení fosforu z odpadní vody má tato metoda potenciálně nejvyšší výtěžnost – až 90 % (95). Pro recyklaci fosforu je nezbytné kal spalovat osamoceně, bez přidavku dalšího paliva (95). Fosfor se v popelu vyskytuje nejčastěji ve formě fosforečnanů (95). V popelu po spalování čistírenských kalů je obsah fosforu přepočtený na oxid fosforečný 11 až 25 %; přičemž běžná fosfátová hnojiva obsahují okolo 18 % oxidu fosforečnatého. Popel dále obsahuje minoritní složky jako například oxid vápenatý, oxid draselný, oxid hořečnatý a oxid sodnatý. V neposlední řadě jsou v popelu obsaženy těžké kovy, které brání jeho přímému využití jako hnojiva (95). Popel je tedy upravován níže popsanými postupy.

2.8.5.1.2 Hydrometalurgické postupy

Při těchto postupech je popel loužen pomocí kyseliny, přičemž dochází k rozpuštění fosforu. Nerozpuštěné látky jsou z výluhu odfiltrovány. Problémem je, že kromě rozpuštění fosforu dochází i rozpuštění části těžkých kovů a musí tedy následovat další kroky vedoucí k jejich odstranění, což činí tyto procesy nákladnými; většina hydrometalurgických procesů zůstává v laboratorním stadiu (95).

2.8.5.1.3 Termo-metalurgické postupy

Tyto procesy obecně spočívají v aplikaci vysoké teploty a v některých případech také aditiv. V následujícím textu je popsán pouze jeden konkrétní postup, který se jeví slibně pro budoucí využití.

Při procesu Ash-dec jsou do popelu za vysoké teploty přidávána chlorační činidla. Těžké kovy jsou takto převedeny na těkavé chloridy, které odchází s proudem plynu, přičemž fosforečnany zůstávají v popelu. Takto je odstraněna podstatná část Cd, Cu, Pb a Zn, naopak Ni a Cr v popelu zůstávají. Výsledný produkt je srovnatelný s fosfátovými hnojivými. Tato technologie je v pilotním zařízení provozována v Loeben v Rakousku (95).

2.8.5.1.4 Další technologie pro znovuzískání fosforu

Zde je na místě krátce zmínit jiné technologie, kterými je možno získat fosfor z odpadní vody. Přestože recyklace fosforu přímo nesouvisí s energetickou optimalizací ČOV, z důvodu komplexního pohledu jsou zde tyto procesy uvedeny.

V současné době je známých několik technologií recyklace fosforu. Tyto technologie můžeme rozdělit podle toho, jakým způsobem je fosfor z vody získáván:

- srážením,
- mokrá chemická oxidace a srážení,
- termické čištění (96), do této skupiny patří výše popsaný proces.

Dále lze technologie rozdělit podle zdroje fosforu:

- odpadní voda,
- kalová voda,
- přebytečný nebo vyhnitý kal,
- popílek (96), do této skupiny patří výše popsaný proces.

Problémem při recyklaci fosforu bývá obsah těžkých kovů, ale také léků a produktů denní péče. Odstranění těžkých kovů vyžaduje buď spalování při vysoké teplotě, nebo přidavek chemikálií. Mezi technologiemi pro recyklaci fosforu z odpadních vod je často opakovaným

slovem struvit, což je krystalická látka $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, která vzniká přidavkem hořečnatých solí nejčastěji do kalové vody. Využití této látky jako hnojiva nebo jako suroviny pro výrobu hnojiva v blízké době pravděpodobně upraví Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) o hnojivech. V říjnu 2015 vydala Evropská Komise plán revize tohoto nařízení. Dle toho jsou dnes na trhu upřednostňována dovážená nerecyklovaná hnojiva z primárních zdrojů, což by se po implementaci příslušných regulací do tohoto nařízení mohlo změnit (97).

2.8.6 Rekonstrukce a provoz stokové sítě

Zásadní vliv na spotřebu energie čistírnou odpadních vod má technický stav kanalizace. Ten se v průběhu let zhoršuje vlivem přirozeného stárnutí materiálu potrubí, negativní vliv může mít použití nekvalitního stavebního materiálu nebo nekvalitně provedená pokládka. K rychlejšímu opotřebení může také přispívat změna transportovaných médií (4). Důsledkem špatného stavu je zvýšený přítok balastních vod do stokové sítě. Zvýšený průtok má za následek především nárůst spotřeby elektrické energie na čerpání vody v rámci čistírny. Čerpání je přitom jedním z výrazných spotřebitelů energie. Rekonstrukce stokové sítě tedy může znamenat významné úspory energie.

O tom, zda je rekonstrukce potřebná, vypovídá mimo jiné právě průtok balastní vody. Při zjišťování průtoku balastních vod lze využít více metod:

- Inspekce stok kamerou a určení průtoku odborným odhadem,
- Inspekce šachet,
- Monitoring průtoků (4).

Zvýšení průtoku odpadní vody může být také způsobeno nelegálními přípojkami dešťových svodů. Vliv na čistírnu odpadních vod je v tomto případě podobný jako v případě přítoku balastních vod. Nelegální připojení dešťových svodů lze zjišťovat čerpáním kouře do stokové sítě a hledáním míst úniku kouře.

2.8.7 Využití pozemku ČOV pro solární panely

Na některých ČOV je mnoho nevyužitého místa, které je možné využít pro instalaci fotovoltaických článků a přispět tak k soběstačnosti čistírny. Využívání sluneční energie pro chod ČOV je relativně běžné. Při zvažování výstavby solárních panelů je třeba důkladně zvážit návratnost této investice. Důležitým faktorem v tomto případě bude geografické umístění čistírny, od kterého se odvíjí hodnota dopadajícího záření.

2.8.8 Produkce vodíku

V posledních letech vzrůstá snaha nahradit běžně používaná paliva. Výhodou využívání vodíku jako paliva jsou nulové emise a relativní nezávislost produkce na importu ropy. Problémem při implementaci vodíku jako běžně používaného paliva je energetická náročnost jeho výroby. Právě ta brzdí rozvoj technologií využívajících vodík jako palivo a zároveň je důvodem, proč velké množství procesů navržených pro výrobu vodíku zůstává u laboratorního stadia. Existují technologie produkce bio-vodíku vázané na čištění odpadních vod, které jsou zde krátce zmíněny.

Elektrolytická produkce vodíku a kyslíku z vody

Proces greenlysis využívá vodu na odtoku z ČOV. Tato voda musí ale být dále upravena v prvním kroku ultrafiltrací s ultrazvukem a v druhém kroku další membránovou filtrací. Jako

zdroj energie pro elektrolýzu jsou využívány solární panely a větrné elektrárny umístěné na pozemku ČOV (98).

Produktem elektrolýzy je vodík o čistotě vyšší než 99 % a kyslík. Umístění této technologie na ČOV je výhodné kvůli možnosti využít produkovaný kyslík pro okysličení aktivačních nádrží, což může být energeticky výhodnější než aerace (98).

Výroba vodíku z čistírenského kalu

Existuje několik laboratorních výzkumů [(99), (100)] produkce vodíku z kalu za pomoci mikrobiálního společenství a bez přístupu kyslíku. Tento proces je velmi podobný anaerobnímu vyhnívání; rozdílem je snaha o inhibici metanogenních organismů, které spotřebovávají vodík. Materiál vzniklý po tomto procesu je vhodný pro další vyhnívání a produkci metanu.

Je rovněž popsána technologie chemického získávání vodíku z čistírenského kalu, která pochází z japonské university v Tohuku. V tomto případě se surový kal smíchá s práškem složeným z hydroxidu vápenatého a hydroxidu nikelnatého a zahřívá na 600°C. Stejná technologie byla dříve testována pro výrobu vodíku z jiných druhů biomasy (rýžová sláma, dřevitá biomasa), čistírenský kal se však ukázal jako energeticky výhodnější (101).

2.9 SHRUTÍ TEORETICKÝ POZNATKŮ

Při zkoumání energetické soběstačnosti čistírny se provozovatelé často omezují na elektrickou energii, je ale třeba si uvědomit, že zde jsou jiné energetické vstupy do čistírny, jako např. zemní plyn a nafta nebo benzín, a také jiné výstupy, mezi něž patří například bioplyn zušlechtěný na zemní plyn, který je takto odebírán vozidly nebo dokonce dodáván do rozvodné sítě. V širším slova smyslu lze tyto vstupy rozšířit na další, jako například srážecí chemikálie nebo metanol. Tyto vstupy nejsou sice využívány jako zdroj energie, k jejich produkci však je zapotřebí energie, která se projeví v nákladech na zakoupení. Na druhé straně jsou naopak výstupy, které čistírna produkuje. Mezi ně patří například vysušený kal z brněnské čistírny, který je dále využíván jako palivo v cementárně, nebo fosfor. Tyto výstupy nejsou tradičními nosiči energie, mají ale potenciál snížit energetickou spotřebu dalších producentů. Je tedy zřejmé, že ČOV není izolovaným objektem a díky inovativním technologiím je její propojení s dalšími subjekty rozšiřováno. Díky tomu se však vypovídající hodnota bilance spotřeby a výroby elektrické energie čistírnou snižuje.

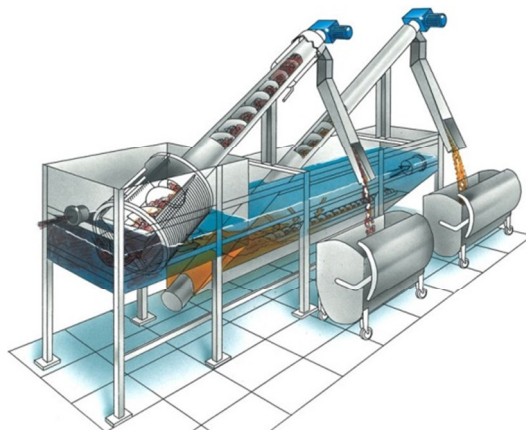
3 OPTIMALIZACE SPOTŘEBY ENERGIE NA ČOV MIKULOV

V praktické části diplomové práce je představena čistírna odpadních vod v Mikulově. Z dostupných informací je nejprve vytvořen přehled spotřeby energie v jednotlivých částech čistírny a jsou identifikována kritická místa. Podle očekávání ke spotřebě elektrické energie nejvíce přispívá provzdušňování aktivačních nádrží. Praktická část se tedy dále věnuje vytvoření matematického modelu předmětné čistírny za pomoci softwaru WEST. Model je poté využit pro testování možností řízení provzdušňování na základě měření koncentrace složek dusíku.

3.1 ČOV MIKULOV

Čistírna je navrhovaná na 25 000 EO. Před ČOV je odlehčovací komora, která oddělí část přítoku v případě větších dešťů. Standardně voda teče do čerpací jímky, ze které je čerpána na mechanické předčištění. V případě menšího deště je přebytečná voda z jímky čerpána do dešťové zdrže; po skončení deště je voda vrácena do čerpací jímky a prochází čistící linkou; dešťová zdrž má také přepad do recipientu.

Mechanické čištění od firmy HUBER tvoří kombinovaná jednotka strojních česlí a separátoru písku, zařízení je zobrazeno na Obr. 36. Mechanické předčištění je doplněno pračkou písku, kontejnerem na shrabky a kontejnerem na písek.



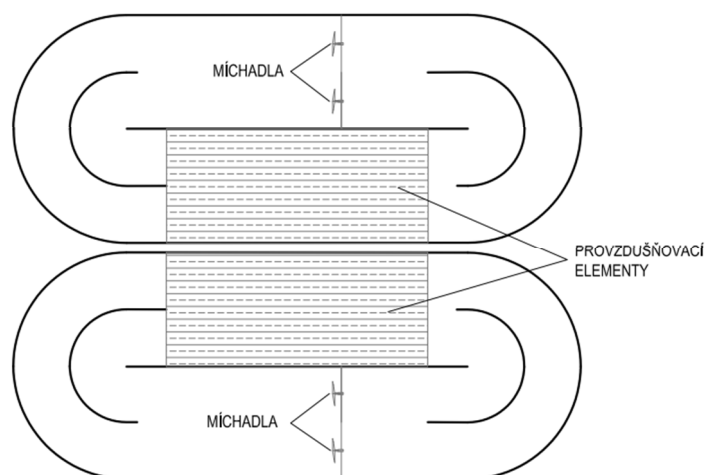
Obr. 36 Kompaktní jednotka mechanického předčištění (102)

Po mechanickém předčištění následuje selektor tvořený čtyřmi malými nádržemi. V každé nádrži se nachází pomaluběžné míchadlo; nádrže nejsou provzdušňované. Hlavním úkolem selektoru je eliminace vláknitých bakterií, které způsobují bytění kalu. Tento druh bakterií podmínky v selektoru špatně snáší. V selektoru je odpadní voda smíchána s vratným kalem. Zde se také provádí srážení fosforu.



Obr. 37 Selektor

Po průtoku selektorem je voda rozdělena do dvou oběhových aktivačních nádrží. Každá nádrž je vybavena dvěma ponornými vrtulovými míchadly a provzdušňovacími elementy; jejich umístění je zřejmé z Obr. 38. V nádržích probíhá střídavě nitrifikace a denitrifikace. Doba nitrifikace je 40 minut, poté 10 minut probíhá ustálení a 100 minut denitrifikace.

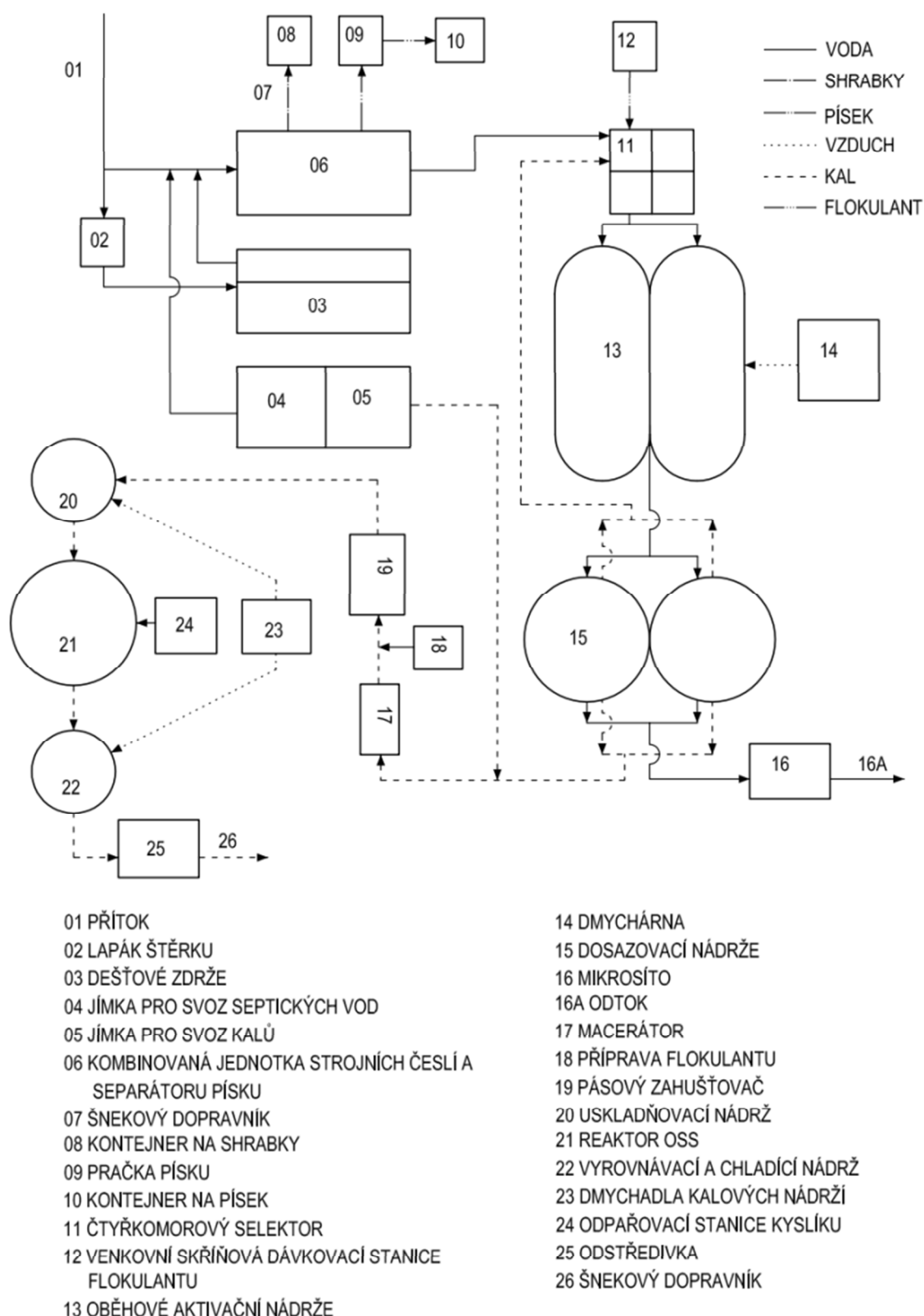


Obr. 38 Schéma aktivačních nádrží

Za aktivačními nádržemi následují dvě kruhové dosazovací nádrže. Z nich je kal přerušovaně odtahován, větší část je vedena jako vratný kal do selektoru a přebytečný kal teče do kalového hospodářství. Voda z dosazovacích nádrží je následně podrobena terciárnímu dočištění v podobě bubnových mikrosít o velikosti oka 0,06 mm (18).

Přebytečný kal je po nadávkování koagulantu odvodněn na sušinu 4 % a následně uskladněn v nádrži, kde jsou udržovány aerobní podmínky. Následně je stabilizován OSS (oxyterm sludge system) metodou. Jedná se o stabilizaci s použitím čistého kyslíku. Jeho vlivem oxiduje část biomasy a při tom je vyvinuto teplo, které je postačující k hygienizaci kalu. Takto zpracovaný kal se přemísťuje do chladicí nádrže, kde je chlazen provzdušňováním. Posledním krokem je odvodnění pomocí odstředivky.

Schéma technologie čistírny je prezentované na Obr. 39.



Obr. 39 Schéma ČOV Mikulov

3.1.1 Bilance látkového znečištění

V Tab. 3.1 je uvedena bilance látkového znečištění přitékajícího na čistírnu Mikulov. V první části tabulky jsou uvedeny hodnoty zakládající se na skutečných měřeních z provozu; tato

měření jsou dále využívána v praktické části této práce. V druhé části tabulky je pro srovnání uvedeno projektované zatížení čistírny.

Tab. 3.1 Látkové znečištění

BILANCE LÁTKOVÉHO ZATÍŽENÍ Z DAT VYUŽITÝCH PŘI PRAKTICKÉ ČÁSTI											
	průtok	BSK		CHSK		NL		N_c		P_c	
	m3/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den
přítok	2679	266	726	625	1702	392	1099	39	104	5	15
odtok	2679	2	6	24	62	5	12	2	5	1	2
BILANCE LÁTKOVÉHO ZATÍŽENÍ PODLE PROJEKTU											
	průtok	BSK		CHSK		NL		N_c		P_c	
	m3/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den	mg/l	kg/den
přítok	3727	348	1491	695	2982	319	1367	64	273	14	62

3.1.2 Spotřeba energie

ČOV Mikulov odebírá elektrickou energii. Není zde žádná produkce elektrické ani tepelné energie.

Výchozí stav spotřeby energie

Informace o spotřebě energie jednotlivými zařízeními na čistírně nejsou snadno dostupné. Provozovatel předmětné čistírny nevede pro své potřeby evidenci spotřeby energie pro jednotlivé části čistírny, bylo tedy potřeba informace získat následujícími způsoby:

- Zařízení mají evidenci motohodin v centrálním řídicím systému čistírny. Hodnota motohodin byla odečtena ve dvou časových bodech, konkrétně 14. prosince 2015 v 15:00 a 28.12.2015 v 10:00. Podle těchto hodnot je dopočítána průměrná doba práce každého takového zařízení za den, respektive za rok. Ze známého příkonu těchto zařízení je dopočítána průměrná spotřeba energie konkrétním zařízením za rok. Tento způsob výpočtu je považován za nejpřesnější a je využit u všech zařízení, která mají evidenci motohodin.
- U zařízení, která evidenci motohodin nemají je proveden odhad doby práce za den. Odhad je uskutečněn na základě známých parametrů zařízení a je podložen konzultací s provozovatelem čistírny. Jedná se například o bubnový mikrofiltr, který tvoří terciární stupeň čištění. Podle informací provozovatele je toto zařízení v chodu přibližně 3 dny v měsíci. V průměru jím tedy projde přibližně 1/10 celého průtoku. Ze známé kapacity zařízení, která je v tomto případě 115 l/s, lze vypočítat průměrnou dobu práce za den a tedy také průměrnou spotřebu.
- Informace o spotřebě některých zařízení nejsou dostupné.

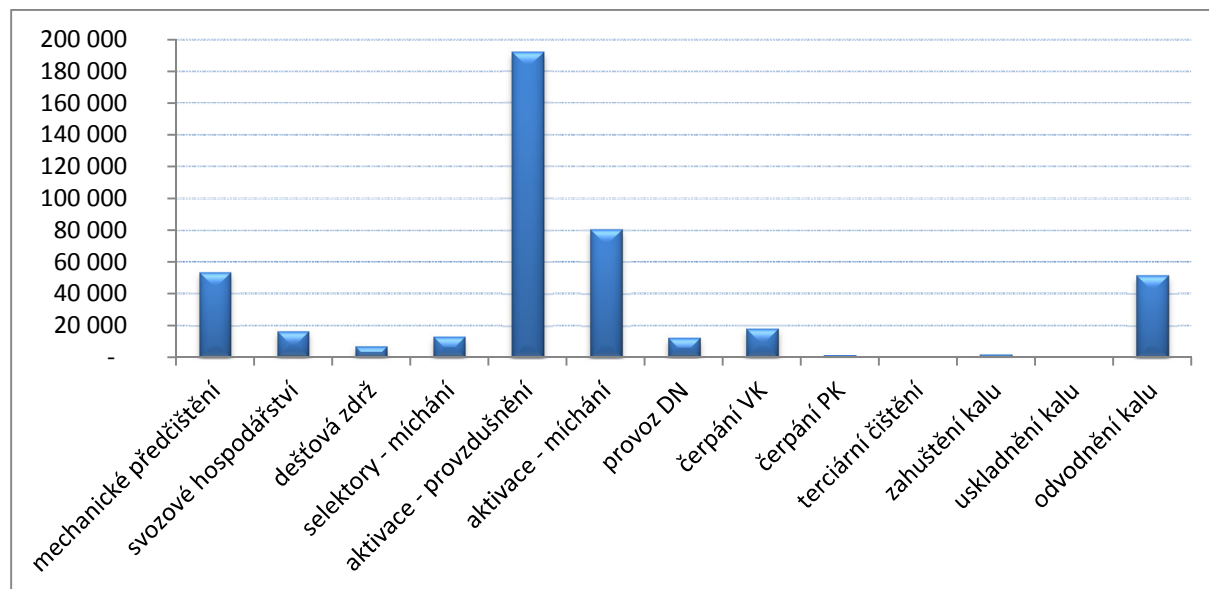
Hodnoty spotřeby energie získané výše popsanými způsoby jsou velice nepřesné a pro potřeby energetického auditu nedostatečné.

Celkovou spotřebu energie v kWh/EO/rok jako ukazatel energetické náročnosti nelze určit, respektive je nejasné, jaký počet EO při tomto výpočtu uvažovat. Čistírna je navržena na počet EO 25 000, počet obyvatel je ale jenom něco přes 7 000. Vyšší kapacita je navržena kvůli sezónnímu zvýšenému zatížení pocházejícímu z vinařského průmyslu. Pokud je tedy uvažováno s projektovaným množstvím EO, hodnota energetické náročnosti je pouze 21,0

kWh/EO/rok, což je hodnota výrazně nižší, než jsou standardní hodnoty uvedené na začátku teoretické části v Tab. 2.1.

Přehled spotřeby energie

Na Obr. 40 je zobrazena spotřeba elektrické energie jednotlivých částí čistírny odpadních vod v Mikulově. V přehledu je vynechána část kalového hospodářství zajišťující hygienizaci kalu, ke které nejsou dostupná potřebná data; jedná se o technologii OSS (Oxyterm Sludge System), která využívá čistý kyslík.



Obr. 40 Spotřeba elektrické energie na ČOV Mikulov

Z výše prezentovaného grafu vyplývá, že stejně jako na jiných čistírnách je i na čistírně v Mikulově největším spotřebitelem elektrické energie aktivační nádrž a to konkrétně dmychadla zajišťující její provzdušnění. V praktické části práce je tedy podstatný prostor věnovaný právě optimalizaci provzdušnění aktivačních nádrží.

3.2 SOFTWARE WEST

Software použitý pro tuto práci je dodáván firmou DHI. Jedná se o program určený k dynamickému modelování a simulaci čistíren odpadních vod (103). Je určen pro využití provozovateli, projektanty a výzkumníky studujícími fyzikální, chemické a biologické procesy v ČOV, stokách a řekách (103).

Při využití softwaru WEST jsou k dispozici 3 varianty:

- WESTforDESIGN: umožňuje stavět model a provádět simulaci,
- WESTforOPTIMIZATION: umožňuje stavět model a provádět simulaci, má více pokročilých funkcí než předchozí varianta,
- WESTforOPERATORS: umožňuje pouze provádět simulaci za pomoci modelu definovaného v jedné z předchozích variant programu.

V tomto případě je použita varianta WESTforOPTIMIZATION.

3.2.1 Model WEST

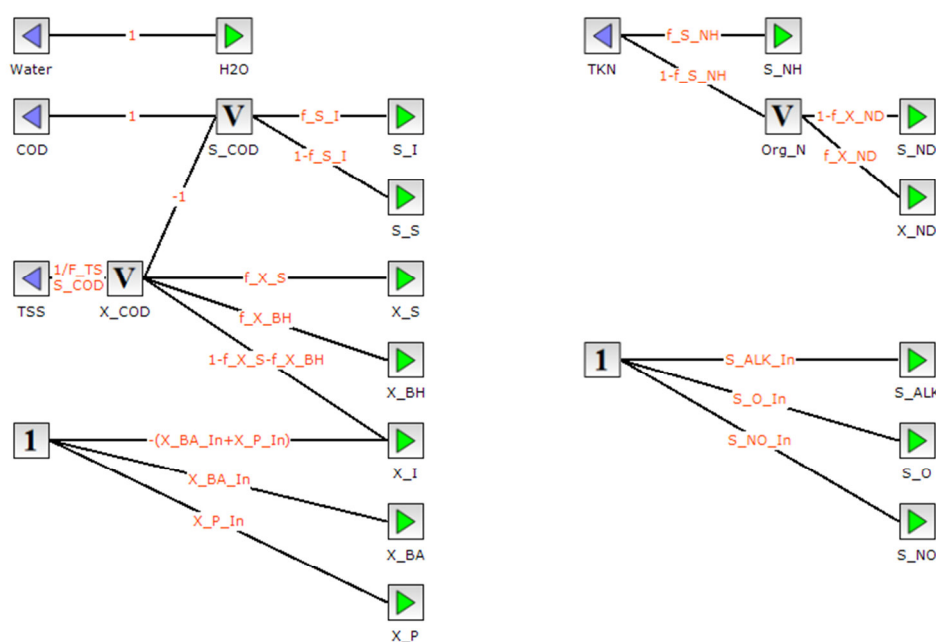
Matematický model v softwaru WEST sestává ze tří částí: vstupní model (Input Model), model čistírny (Plant Model) a výstupní model (Output Model). Plant Model je vytvořen vybráním a sestavením příslušných bloků a modifikací jejich parametrů; Input Model a Output Model se vytváří pomocí nástrojů Inffluent Tool a Effluent Tool.

Procesy probíhající v nádržích čistírny jsou definované pomocí ASM1, který je popsán níže.

Vstupní a výstupní model

Tyto nástroje slouží pro úpravu vstupních a výstupních dat. V případě vstupního modelu je možné nahrát data z různých souborů, data nemusí být synchronizovaná. Jelikož model pracuje s jinými veličinami, než které máme k dispozici díky měření, je třeba měřená data transformovat. K tomu slouží frakcionační model, který měřené veličiny rozloží na frakce. Na Obr. 41 je zobrazen příklad frakcionačního modelu. Veličiny označené modrým trojúhelníkem představují vstupní data, frakce, se kterými model pracuje, jsou označené zeleným trojúhelníkem. Červeně psané hodnoty představují frakcionační parametry, které jsou součástí modelu a lze je upravit.

Podobným způsobem pracuje výstupní model. V něm je obsažen defrakcionační model, který z veličin používaných ve výpočtu poskládá požadované hodnoty jako CHSK nebo Kjeldahlův dusík.



Obr. 41 Frakcionační model

ASM1

ASM1 nebo také Activated Sludge Model No. 1 je definice souboru procesů probíhajících v aktivačních čistírnách s odstraněním dusíku prezentovaná v roce 1987 skupinou International Association on Water Pollution Research and Control (jedna z asociací, které později zformovaly IWA). Modely ASM jsou jádrem většiny dnešních simulačních programů pro ČOV (104).

Simulace chování aktivovaného kalu je komplexní problém, který zahrnuje kromě nitrifikace a denitrifikace množství dalších procesů (104). Aby byl výpočet proveditelný a zároveň výsledky reálné, zahrnuté reakce musí reprezentovat nejdůležitější procesy probíhající v systému (104). Právě tento výčet relevantních reakcí a doporučené hodnoty souvisejících koeficientů jsou obsahem ASM1.

Pro tento model je typický maticový zápis rovnic. V levém sloupci se objevují názvy procesů, v horním řádku jednotlivé reagující složky. Obsahem buňky je výraz, který popisuje jakou rychlostí dané složky v dané reakci přibývá nebo ubývá. V pravém sloupci je pro každou reakci uvedena její rychlost. Pro určení rychlosti reakce se používá Monod-Herbert přístup, kde Monodova rovnice popisuje růst biomasy (viz níže) a Herbertův výraz popisuje její rozklad (viz níže). Tento zápis lze nazvat Gujerova matice.

3.2.1.1.1 Složky v odpadní vodě

K vyjádření hodnoty organického znečištění se používá CHSK. Pro potřeby modelu jsou složky znečištění rozděleny do kategorií. V první řadě se dělí podle rozložitelnosti (biodegradability) na inertní a rozložitelný.

Inertní materiál lze dále rozdělit na materiál rozpuštěný S_I a ten ve formě částic X_I . První z nich není odstraněn ani biologickými procesy, ani usazováním a na odtoku z čistírny se vyskytuje ve stejném množství jako na přítoku. Materiál ve formě částic je z hlavního proudu odstraněn usazovacím procesem a čistírnu tedy opouští ve formě kalu.

Rozložitelný materiál lze dělit na snadno rozložitelný a pomalu rozložitelný. Pro potřeby modelu je se snadno rozložitelným materiálem nakládáno jako s rozpuštěným a je značen S_S , s pomalu rozložitelným materiálem je nakládáno jako s částicemi a je značen X_S .

Podobným způsobem lze rozdělit dusíkatý materiál. Inertní materiál opět dělíme na ten ve formě částic a rozpuštěný, jehož je ale tak malé množství že není součástí modelu. Rozložitelný materiál dělíme na amoniakální dusík S_{NH} , dusičnanový dusík S_{NO} , rozpuštěný organický dusík S_{ND} a organický dusík ve formě částic X_{ND} .

V modelu se dále pracuje s biomasou, tu lze rozdělit na heterotrofní X_{BH} a autotrofní X_{BA} . Pro koncentraci rozpuštěného kyslíku se používá označení S_O . Model také pracuje s kyselinovou neutralizační kapacitou S_{ALK} .

3.2.1.1.2 Modelované procesy

Model ASM1 zahrnuje odstranění uhlíkatého znečištění, nitrifikaci a denitrifikaci. Model ASM1 nezahrnuje odstranění fosforu, to je doplněno v později definovaném modelu ASM2.

S rozložitelným materiálem souvisí dva procesy. Prvním je přeměna X_S na S_S , tedy hydrolýza. Předpokladem je, že při tomto procesu se nespotřebuje žádná energie a není třeba akceptor elektronu. Následným procesem je využití snadno rozložitelného materiálu S_S heterotrofními bakteriemi. Při tomto procesu se spotřebovává akceptor elektronu – kyslík nebo dusičnan v závislosti na existenci aerobních nebo anoxických podmínek. Zároveň je produkována nová heterotrofní biomasa X_{BH} . Spotřeba snadno rozložitelného substrátu je rychlejší než přeměna pomalu rozložitelného na snadno rozložitelný substrát, proto je tento druhý proces limitující (104).

Na druhou stranu biomasy, a to jak heterotrofní tak autotrofní, ubývá díky jejímu rozkladu. Výsledkem rozkladu je vznik dalšího pomalu rozložitelného substrátu X_S a dále produktu X_P , který je inertní.

Organický dusík ve formě částic X_{ND} je podobně jako pomalu rozložitelný organický materiál hydrolyzován na rozpuštěný organický dusík S_{ND} . Tento je pomocí heterotrofních bakterií přeměněn na amoniakální dusík S_{NH} . Amoniakální dusík je autotrofními bakteriemi přeměněn na dusičnanový dusík S_{NO} , v tomto procesu se spotřebovává rozpuštěný kyslík S_O a je produkována autotrofní biomasa X_{BA} . Dusičnan může za anoxických podmínek sloužit jako akceptor elektronu pro heterotrofní bakterie X_{BH} , přičemž je produkován plynný dusík.

Rozpuštěný kyslík S_O je dodáván pouze jedním procesem a tím je aerace.

V modelu jsou tedy zahrnuty následující procesy probíhající v odpadní vodě:

- Růst heterotrofních mikroorganismů za aerobních podmínek (P1),
- Růst heterotrofních mikroorganismů za anoxických podmínek (P2),
- Růst autotrofních mikroorganismů za aerobních podmínek (P3),
- Rozklad heterotrofních mikroorganismů (P4),
- Rozklad autotrofních mikroorganismů (P5),
- Hydrolyza vstupujícího uhlíkatého znečištění (P6),
- Hydrolyza vstupujících organických dusíkatých sloučenin (P7),
- Amonifikace rozpuštěného organického dusíku (P8),
- Aerace (okysličování) vody (P9).

Pro přehlednost je v Tab. 3.2 pro jednotlivé procesy uvedeno, které složky se spotřebovávají a které jsou jimi generované.

Tab. 3.2 Chování složek při procesech probíhajících v modelu ČOV

Složka → Proces ↓	Rozpuštěné							Ve formě částic					
	S_I	S_S	S_O	S_{NO}	S_{ND}	S_{NH}	S_{ALK}	X_I	X_S	X_{BH}	X_{BA}	X_P	X_{ND}
P1		-	-			-	-			+			
P2		-		-		-				+			
P3			-	+		-	-				+		
P4									+	-		+	+
P5									+		-	+	+
P6		+							-				
P7					+								-
P8					-	+	+						
P9			+										

3.2.1.1.3 Monodova rovnice

Rychlost růstu bakterií a využití substrátu je modelována pomocí Monodovy rovnice.

$$\mu = \mu_{max} \times \frac{S}{K_S + S} \quad (6)$$

kde μ [1/den] je specifická růstová rychlost mikroorganismu,

μ_{max} [1/den] je maximální specifická růstová rychlost mikroorganismu,
 S [g/m³] je koncentrace limitujícího substrátu,
 K_s [g/m³] je konstanta vyjadřující hodnotu koncentrace limitujícího substrátu v podmínkách, kdy $\frac{\mu}{\mu_{max}} = 0,5$. Dále je tato hodnota nazývaná konstantou polovičního nasycení.

Hodnota maximální specifické růstové rychlosti mikroorganismů se mění s teplotou!

Pro zápis do Gujerovy matice je třeba tento výraz uvést v jednotkách M*L⁻³*T⁻¹. Proto se výraz na pravé straně rovnice (6) vynásobí okamžitou koncentrací konkrétní biomasy X_B a rychlost reakce bude:

$$\mu_{max} \times \frac{S}{K_s + S} \times X_B \quad (7)$$

Příkladem může být růst autotrofních organismů za aerobních podmínek, tedy nitrifikace. V tomto případě jsou limitující substráty dva – kyslík a amoniakální dusík, ve výrazu vyjadřujícím rychlost procesu se tedy objeví oba. Růst bakterií bude probíhat rychlostí:

$$\mu_{A,max} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \times \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \times X_{BA} \quad (8)$$

kde $\mu_{A,max}$ je maximální specifická růstová rychlost autotrofních mikroorganismů,
 S_{NH} [g/m³] je koncentrace amoniakálního dusíku,
 K_{NH} [g/m³] je konstanta polovičního nasycení amoniakálním dusíkem pro autotrofní organismy,
 S_O [g/m³] je koncentrace kyslíku,
 K_{OA} [g/m³] je konstanta polovičního nasycení kyslíkem pro autotrofní organismy,
 X_{BA} [g/m³] je koncentrace autotrofních organismů.

3.2.1.1.4 Herbertův výraz

Podle Herbertova výrazu se rozklad biomasy řídí rovnicí prvního řádu s ohledem na koncentraci biomasy (104). Rychlost reakce v požadovaných jednotkách tedy je:

$$b \times X_B \quad (9)$$

kde b [-] je specifická rychlost rozkladu,
 X_B [g/m³] je koncentrace biomasy.

3.3 PODKLADY PRO MODELOVÁNÍ

3.3.1 Konfigurace čistírny

Pro definici modelu jsou použita data z projektu rekonstrukce čistírny (18).

3.3.2 Kvalita vody na přítoku a odtoku z čistírny

Parametry odpadní vody na vtoku do čistírny a parametry vyčištěné vody jsou k dispozici jako 24 hodinové směsné vzorky odebírané 2 x za měsíc. Kvalita odpadní vody je ve skutečnosti proměnlivá v průběhu dne, tato skutečnost je zanedbána.

Jelikož níže popsaný model čistírny nepokrývá všechny technologické části čistírny, je potřeba upravit data na přítoku a odtoku.

V modelu není zahrnuto primární čištění.

- Odstranění NL v mechanickém stupni čištění je uvažováno v hodnotě 20%. Tato hodnota se ve skutečnosti může pohybovat od 15 do 30 % (105); dodavatel ani provozovatel zařízení reálnou hodnotu v tomto případě neznají, s hodnotou NL tedy do modelu vstupuje možná nepřesnost.
- Odstranění BOD v mechanickém stupni čištění je uvažováno hodnotou 10%, běžně se ale tato hodnota pohybuje v rozmezí 5 až 25% (105), tato vstupní hodnota je tedy také potenciálním zdrojem chyby.
- Hodnota CHSK za mechanickým čištěním je určena poměrem k hodnotě BSK. Tento poměr na přítoku je $BSK/CHSK = 0,37$ až $0,54$ pro měřená data. Průchodem mechanickým čištěním se ale poměr změní na vyšší. Důvodem je rozmělnění organického materiálu a tedy jeho zpřístupnění bakteriím. K tomu dochází především díky promývání shrabků a díky instalovanému zařízení na lisování shrabků. Mírně k tomu přispívá také stírací hřeben pro čištění průlin česlí; v případě nahrazení hřebenu kartáčem by tento efekt byl výraznější. Díky této skutečnosti je podle dodavatele mechanického zařízení v některých případech dokonce možné naměřit za mechanickým předčištěním vyšší BSK než na přítoku. Z tohoto důvodu je tedy hodnota poměru $BSK/CHSK$ upravena na 0,6 při určení hodnoty CHSK za primárním stupněm.
- Odstranění celkového dusíku je uvažováno v množství 0,7 mg na 10 mg odstraněných NL (106),
- Koncentrace složek dusíku (amoniakální, dusičnanový, TKN) za primárním čištěním je určena podle poměrů těchto koncentrací na přítoku do čistírny.

V případě dat o znečištění vody na odtoku z čistírny je třeba vzít v úvahu terciální čištění, které také není součástí modelu.

- Účinnost terciálního čištění na NL je 50 % podle informace od provozovatele,
- Odstranění BSK je uvažováno v množství 5 mg na 10 mg odstraněných NL (106),
- Hodnota CHSK před terciálním čištěním je určena na základě poměru $BSK/CHSK$; tento poměr se podle měřených dat pohybuje od 0,06 do 0,12 na odtoku z čistírny. Pro účely modelování je ve všech případech uvažována hodnota 0,1.
- Odstranění celkového dusíku je uvažováno v množství 0,7 mg na 10 mg odstraněných NL (106),
- Koncentrace složek dusíku (amoniakální, dusičnanový, TKN) před terciálním čištěním je určena podle poměrů těchto koncentrací na odtoku z čistírny.

Na základě dostupnosti měření kvality odpadní vody jsou vybrány dny, pro které jsou prováděny simulace. K dispozici jsou data z části roku 2015. Vybírána jsou pouze měření prováděná po 1.4.2015, kdy došlo ke změně řízení aerace (nastavení časových intervalů nitrifikace a denitrifikace). Dále jsou vyloučena měření z období, kdy byla na čistírně nestandardní situace (například pokud byla vypuštěná jedna z oběhových akivačních nádrží). Použitelná měření tedy existují pro data:

- 26.5.2015,
- 9.6.2015,
- 23.6.2015.

3.3.3 Průtok čistírnou

K dispozici jsou data o průběhu odtoku z čistírny během dne.

3.3.4 Veličiny měřené v aktivační nádrži

V aktivační nádrži se nachází sonda měřící koncentraci kyslíku. Na základě těchto měření je řízena aerace aktivační nádrže. Data z této sondy jsou použita pro kalibraci modelu.

3.4 MODELOVÁNÍ ČISTÍRNY

Čistírna odpadních vod byla modelována v softwaru WEST popsáném výše. Model obsahuje pouze hlavní linku čistírny bez primárního předčištění a bez terciárního čištění, obsahuje tedy selektor, oběhovou aktivační nádrž a dosazovací nádrž. Vzhledem k existenci dvou paralelních oběhových aktivačních nádrží a dvou dosazovacích nádrží je do modelu zanesena jen jedna linka a průtok je snížen na polovinu. Selektor je na čistírně pouze jeden a tvoří ho čtyři za sebou jdoucí nádrže. Všechny nádrže selektoru jsou zachovány a jejich objem snížen na polovinu.

Blok používaný v softwaru pro modelování aktivační nádrže je míchaný průtočný reaktor, dále CSTR (continuous stirred tank reactor). Při modelování oběhové aktivity, respektive oxidačních příkopů, je možné celou oběhovou nádrž modelovat jako jeden CSTR, to ale vnáší do modelu nepřesnosti. Dalším možností je modelovat oběhovou nádrž jako sérii několika CSTR. Počet těchto nádrží je předně určen konfigurací skutečné nádrže (musí být možné rozdělit nádrže na provzdušňované a neprovzdušňované podle reálného řešení). Podle studie efektu počtu CSTR na výsledky modelování (107) se tyto výsledky nemění při počtu CSTR 10 a větším, při nižším počtu je mírně ovlivněn poměr amoniakální a dusičnanové složky dusíku na odtoku. Doporučením tedy je používat maximálně 10 CSTR. V tomto modelu je tedy oběhová aktivační nádrž rozdělena na 8 částí podle Obr. 42. Další informace o rozdělení oběhové aktivity jsou uvedeny v Tab. 3.3.



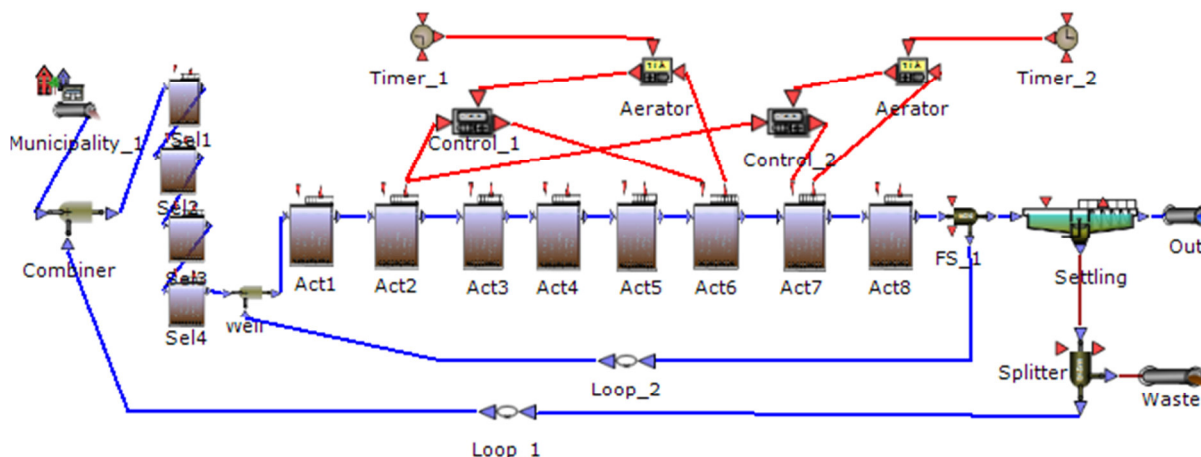
Obr. 42 Schéma rozdělení aktivační nádrže pro potřeby modelování

Tab. 3.3 Parametry jednotlivých CSTR

CSTR	1	2	3	4	5	6	7	8
Objem [m3]	584,5	454,8	454,8	584,5	584,5	454,8	454,8	584,5
Provozdušňování	Ne	Ne	Ne	Ne	Ne	Ano	Ano	Ne

Rozložení bloků čistírny v programu WEST je zobrazeno na Obr. 43. Na levé straně je vstup „Municipality“, tento blok slouží pro generování vstupních dat. Dále následuje selektor tvořený čtyřmi neprovzdušňovanými nádržemi „Sel1“ až „Sel4“, odtud voda teče do oběhové nádrže tvořené osmi reaktory „Act1“ až „Act8“. V nádrži „Act2“ je instalován senzor pro

měření koncentrace rozpuštěného kyslíku, v případě dalších variant senzory pro měření koncentrace S_{NO} a S_{NH} . V nádržích „Act6“ a „Act7“ se nachází provzdušňovací elementy. Následuje dosazovací nádrž „Settling“ a odtokový objekt. Součástí modelu jsou také zařízení pro řízení aeraci, interní recykl a kalový recykl.



Obr. 43 Rozvržení objektů čistírny v modelu s původním nastavením

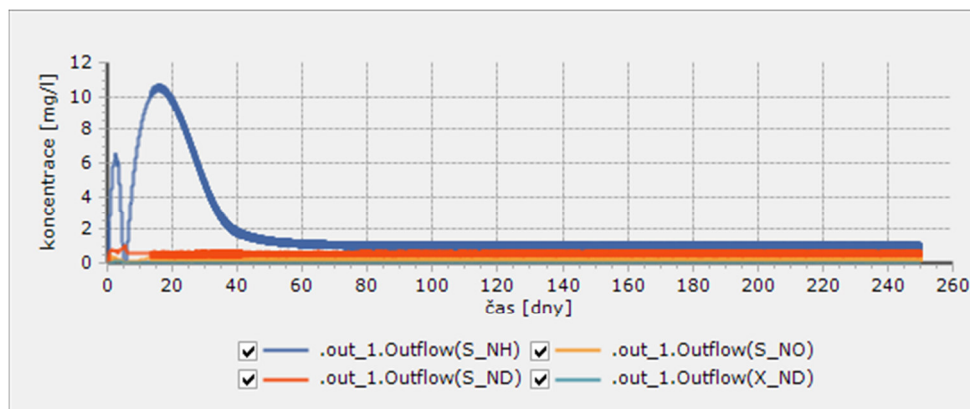
3.4.1 Nastavení vstupního modelu

Vstupními veličinami jsou v první řadě data o kvalitě odpadní vody, jedná se o hodnoty CHSK, Kjeldahlův dusík a NL. Tato data jsou konstantní. Další vstupní veličinou je průtok, který je měřen během dne kontinuálně.

Pro frakcionaci je použit model prezentovaný výše v popisu softwaru WEST. Jelikož tento model obsahuje konstantní přítok S_{NO} , který není závislý na žádné z vstupních hodnot, je třeba upravit příslušný parametr ve frakcionačním modelu. Druhým modifikovaným parametrem je frakce S_{NH} v TKN, která je pro tato konkrétní data rozdílná oproti výchozímu nastavení frakcionačního modelu.

3.4.2 Simulace

V každém testu je provedena nejdříve simulace s ustálenými vstupními hodnotami až do dosažení ustáleného stavu a poté dynamická simulace. V případě simulace s ustálenými vstupními hodnotami se délka 250 dní ukázala jako vyhovující, ve všech případech dojde za tuto dobu k ustálení, viz Obr. 44, kde je zobrazen příklad z jednoho z testů nového nastavení. Vstupní hodnoty pro tuto simulaci jsou generovány pomocí nástroje v softwaru WEST na základě vstupních hodnot dynamické simulace pro každou simulaci zvlášť. Ustálený stav systému, který je výsledkem této simulace, je využit jako počáteční stav pro simulaci dynamickou s trváním 1 den.



Obr. 44 Složky dusíku na odtoku z čistírny během simulace s ustáleným přítokem

3.4.3 Původní nastavení provzdušňování

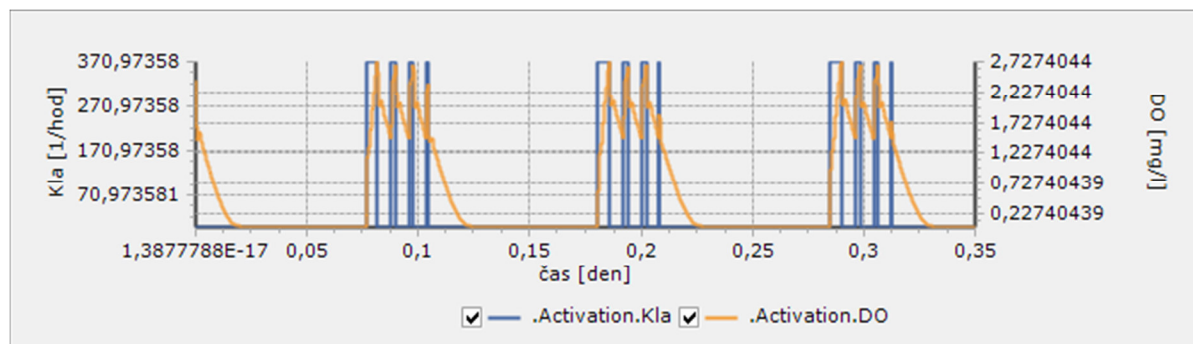
Nejdříve je vytvořen model čistírny, ve kterém je aerace řízená stejným způsobem, jako ve skutečnosti. Tento model tedy obsahuje dva bloky „Aerator“, které na základě zadaného průtoku vzduchu generují hodnoty objemového koeficientu přestupu kyslíku $K_L a$ pro provzdušňované nádrže (slovo nádrže je zde užíváno pro bloky, které představují části jediné reálné nádrže). Tyto bloky „Aerator“ jsou dále řízeny bloky „Timer“, které aeraci zapínají a vypínají podle předem stanovených pevných časových úseků, viz Tab. 3.4. Tyto úseky odpovídají skutečnému řídicímu systému čistírny.

Tab. 3.4 Nastavené bloku „Timer“

Časový úsek	Provzdušňování	Proces	Trvání
1	Ne	Ustálení + denitrifikace	110 min
2	Ano	Nitrifikace	40 min

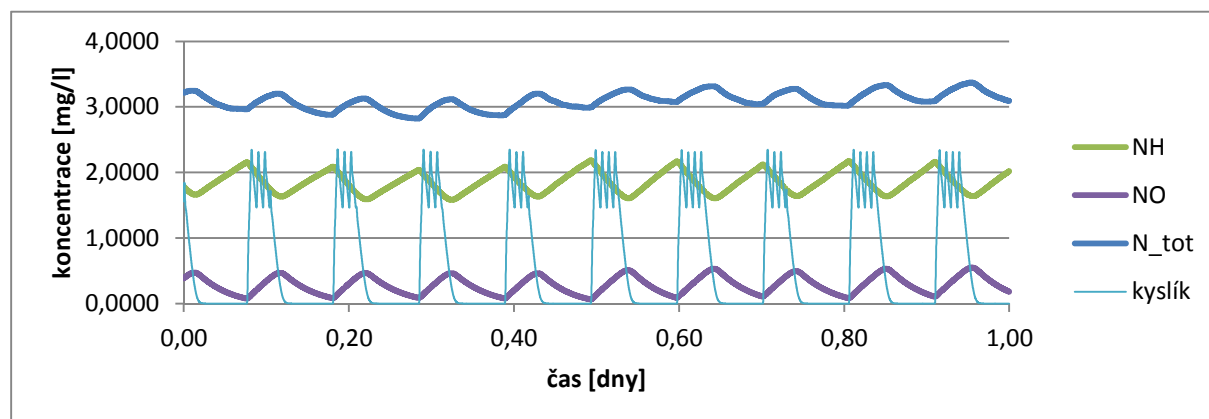
Signál z bloků „Aerator“ je dále filtrován bloky „Control“ (1 a 2). Jejich úkolem je udržovat koncentraci rozpuštěného kyslíku v předem nastaveném rozmezí. Toto rozmezí je v tomto případě 1,5 až 2,2 mg/l. Blok „Control“ testuje hodnotu rozpuštěného kyslíku v tom místě aktivační nádrže, ve kterém se ve skutečnosti vyskytuje kyslíková sonda. Při překročení hodnoty 2,2 mg/l je hodnota $K_L a$ blokem „Control“ nastavena na 0; při opětovném poklesu rozpuštěného kyslíku pod hodnotu 1,5 mg/l blok „Control“ přejímá hodnotu $K_L a$ od bloku „Aerator“ a začne tedy probíhat provzdušňování. Součinností bloků „Timer“, „Aerator“ a „Control“ je tedy aerace vypnutá po dobu 110 min ($K_L a = 0$) a během dalších 40 min se několikrát zapne a vypne, čímž udržuje hodnotu rozpuštěného kyslíku mezi 1,5 a 2,2 mg/l. Příklad fungování provzdušňování je možno vidět na Obr. 45.

Submodel provzdušňování obsahuje oproti reálnému zařízení zjednodušení. Ve skutečnosti se dmychadlo nespouští při plném výkonu, ale je nastavena hladina výkonu, při kterém se dmychadlo spustí a následně zvyšování výkonu. V modelu dmychadlo vždy funguje na plný výkon.



Obr. 45 Provozdušňování v modelu čistírny

Na Obr. 46 lze vidět, že během doby nitrifikace se dmychadlo 3x až 4x zapne a vypne. Je zde také patrné, že nitrifikace probíhá téměř neměnnou rychlostí po celou dobu, kdy je v nádrži přítomen rozpuštěný kyslík, přičemž vyšší koncentrace kyslíku nezvyšuje výrazně rychlost nitrifikace.



Obr. 46 Koncentrace složek dusíku a jejich závislost na koncentraci rozpuštěného kyslíku

3.4.4 Nové nastavení provzdušňování

V diplomové práci se hledá takový způsob řízení, který při zachování stejné nebo lepší kvality vody na odtoku z čistírny sníží spotřebu vzduchu a tedy sníží spotřebu energie dmychadly. Pro tento účel je testováno řízení aerace za pomoci online měření koncentrace složek dusíku.

Podobné řízení aeračního procesu funguje v čistírně v Sonsbeck a je popsáno v teoretické části práce v kapitole 2.5.2.1.2.

Pokud má být při řízení aerace využito dat o koncentraci složek dusíku, lze tato data využít více způsoby. V této práci jsou testovány dvě skupiny možností:

- 1) Nitrifikace a denitrifikace je řízena pouze na základě měření složek dusíku;
- 2) V časovém úseku nitrifikace je provzdušňování stále řízeno koncentrací kyslíku, pevné časové úseky trvání nitrifikace/denitrifikace jsou ale nahrazeny variabilními časovými úseky, jejichž délka se řídí koncentrací složek dusíku.

Testované možnosti jsou:

Test 1

Pevný časový interval pro nitrifikaci a denitrifikaci je zrušen, stejně tak kyslíková sonda. Je nastaveno požadované rozmezí koncentrace S_{NO} ; při poklesu koncentrace S_{NO} pod jeho

minimální hodnotu se zapne dmychadlo, při překročení maximální hodnoty se dmychadlo vypíná.

Test 2.1

Pevný časový interval pro nitrifikaci a denitrifikaci je zrušen. Je nastaveno požadované rozmezí koncentrace S_{NO} ; při poklesu koncentrace S_{NO} pod jeho minimální hodnotu se systém uvede do stavu nitrifikace, při překročení maximální hodnoty začíná denitrifikace a dmychadlo je vypnuté. V rámci intervalu nitrifikace, jehož délka je nyní proměnlivá, je koncentrace rozpuštěného kyslíku udržována v požadovaném rozmezí za pomoci kyslíkové sondy stejně jako v původním nastavení a dmychadlo se tedy několikrát vypne a zapne.

Je testováno několik variant rozmezí pro S_{NO} . Odhad je uskutečněn podle skutečných hodnot, ve kterých se pohybuje S_{NO} na odtoku a uvnitř aktivační nádrže při původním nastavení.

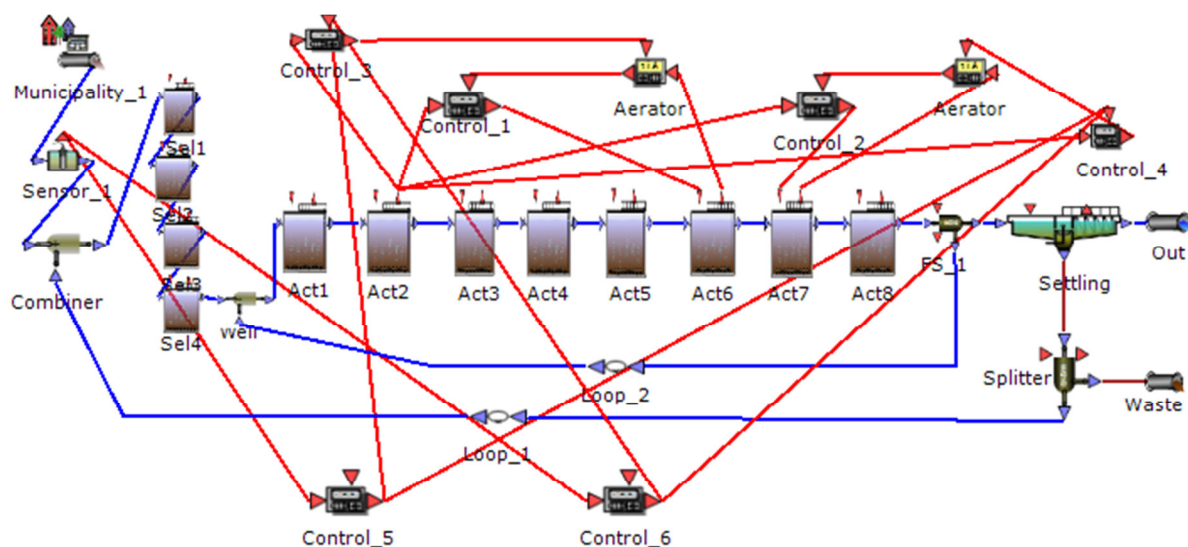
Test 2.2

Pevný časový interval pro nitrifikaci a denitrifikaci je zrušen stejně jako v předchozím testu. Je nastaveno požadované rozmezí koncentrace S_{NH} ; při poklesu koncentrace S_{NH} pod jeho minimální hodnotu začíná denitrifikace a dmychadlo je vypnuté, při překročení maximální hodnoty se systém uvede do stavu nitrifikace. V rámci intervalu nitrifikace, jehož délka je tedy opět variabilní, je koncentrace rozpuštěného kyslíku udržována v požadovaném rozmezí za pomoci kyslíkové sondy stejně jako v předchozím testu a v původním nastavení a dmychadlo se tedy několikrát vypne a zapne.

U testů 2.1 a 2.2 je nové nastavení nejprve testováno s přítokovými hodnotami naměřenými 09.06.2015 a je nalezen vhodný řídicí interval koncentrace S_{NO} nebo S_{NH} . Poté je stejný interval testován na hodnotách z dalších dvou dní (26.5.2015 a 23.6.2015), pokud se i pro tato data ukáže jako výhodný (tedy úspornější, než původní nastavení) je test ukončen. Pokud se nové nastavení pro tato data neukáže jako výhodnější než původní nastavení, jsou provedeny další simulace a hledán jiný interval koncentrace řídicí složky.

Test 3

Poslední zkouška navazuje na testy 2.1 a 2.2. Na základě výsledků těchto testů a na základě nalezených intervalů pro koncentrace řídicích složek S_{NO} a S_{NH} je definován variabilní interval. Pro tento test je fiktivní sonda měřící S_{NO}/S_{NH} umístěna na přítok do biologické části čistírny. Podle aktuálních parametrů odpadní vody se nastavený řídicí interval mění podle definovaných pravidel. Na Obr. 47 je zobrazen model čistírny pro tento test. V porovnání s původním modelem, který je prezentován výše na Obr. 43, je zřejmé, že řídicí systém je výrazně složitější.



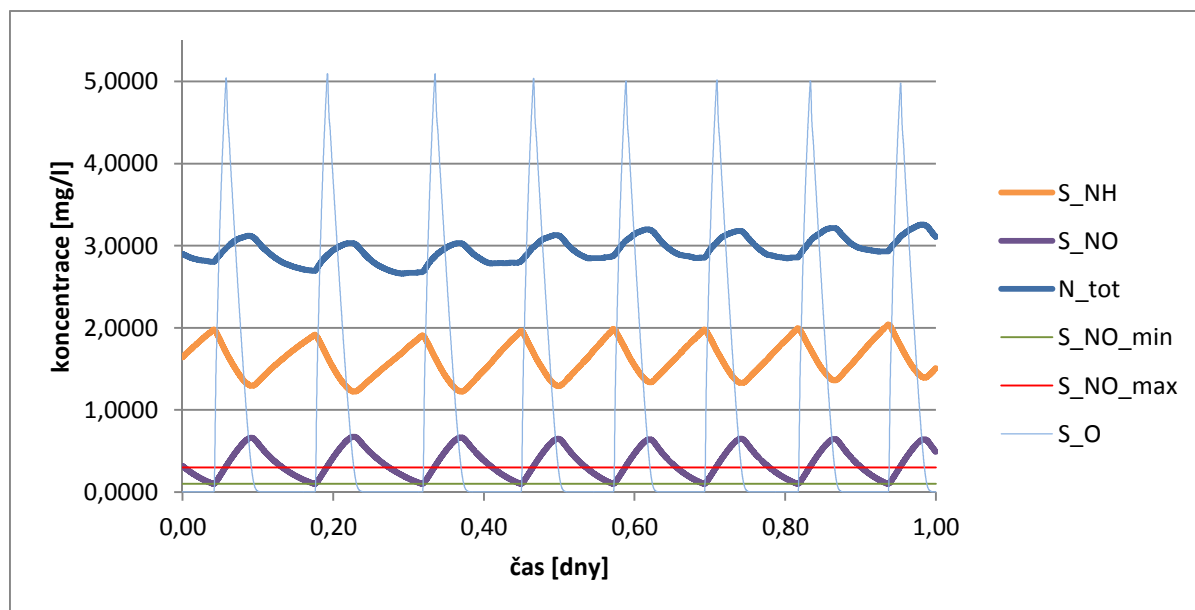
Obr. 47 Rozvržení objektů čistírny v modelu pro test 3

3.4.5 Výkon čistírny při novém nastavení provzdušňování

Při posouzení vhodnosti nového nastavení čistírny je použito porovnání kvality vyčištěné vody a spotřeby energie na provzdušňování. Kvalita vyčištěné vody je zde reprezentována koncentrací celkového dusíku. Spotřeba energie na aeraci je vyjádřena nepřímo pomocí celkového průtoku vzduchu za dané období.

Test 1: dmychadlo spíná a vypíná na základě koncentrace S_{NO}

Odstranění kyslíkové sondy se ukazuje jako velmi nevýhodné. V časovém období nitrifikace, které je zde určeno koncentrací NO, se dmychadlo nevypíná a koncentrace kyslíku stále narůstá. Nicméně rychlost nitrifikace se tím výrazně nezvyšuje. V okamžiku, kdy je dosaženo požadované hodnoty koncentrace NO se dmychadlo vypne a koncentrace kyslíku začne klesat, koncentrace NO ale ještě stále stoupá, viz Obr. 48. Spotřeba energie je v tomto případě výrazně vyšší než při původním nastavení a tento způsob řízení je naprosto nevhodný.



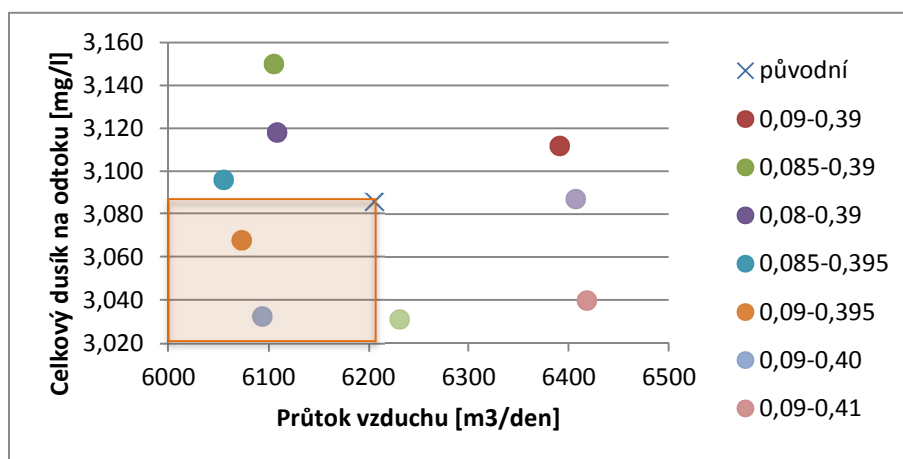
Obr. 48 Koncentrace kyslíku a složek dusíku při testu 1, použita data z 9.6., interval NO 0,1-0,3 mg/l

Test 2.1: čas nitrifikace a denitrifikace je řízen koncentrací S_{NO}

3.4.5.1.1 Základní test

Na Obr. 49 je ukázáno porovnání výkonu čistírny při řízení doby nitrifikace a denitrifikace na základě měření NO a výkonu při původním nastavení, zobrazené hodnoty jsou simulované pro 09.06.2015. V legendě grafu jsou uvedena testovaná řídicí intervaly koncentrace S_{NO} v mg/l. Oranžově zvýrazněná oblast v grafu ukazuje na hodnoty, které jsou lepší než v původním nastavení, tedy při využití menšího množství vzduchu je dosaženo stejné nebo lepší kvality. Graf ukazuje, že v některých případech se podařilo dosáhnout lepší kvality odtoku při využití menšího množství energie než v původním nastavení. Dva datové body spadající do této oblasti jsou také prezentovány v Tab. 3.5.

- V obou těchto případech bodů spadajících do oranžové oblasti je zároveň hodnota CHSK mírně nižší než při původním nastavení.
- Koncentrace organického dusíku je ve všech testovaných případech přibližně srovnatelná s odtokem při původním nastavení.
- Koncentrace NO je taktéž ve všech případech srovnatelná s původním nastavením, zatímco koncentrace S_{NH} je v případě nejlépe pracujících testovaných rozmezí mírně snížena, v ostatních případech stejná nebo vyšší.
- Průtok vzduchu je pro některá testovaná rozmezí S_{NO} nižší než při původním nastavení.



Obr. 49 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 9.6.

Tab. 3.5 Výkon čistírny při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1

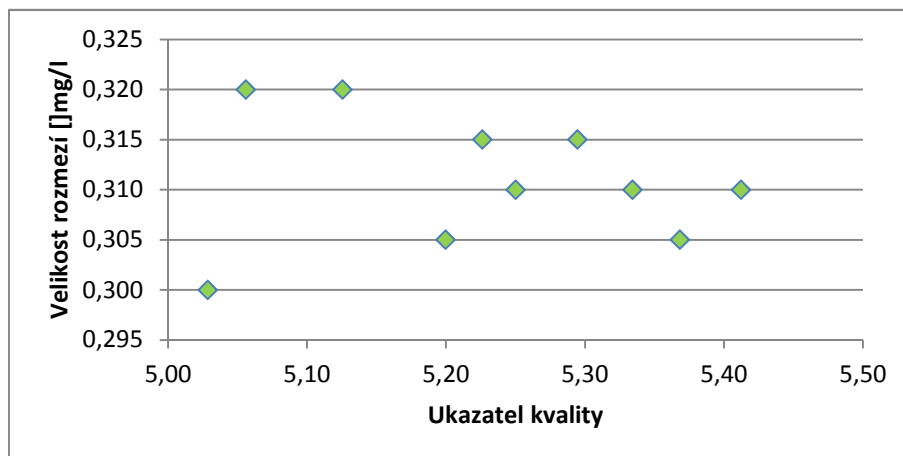
Nastavení aerace	CHSK	NL	TKN	S_{NH}	S_{NO}	S_{ND}	N_{tot}
Původní	39,66	3,69	2,80	1,83	0,29	0,97	3,085
S_{NO} 0,09-0,395	39,60	3,69	2,77	1,81	0,29	0,97	3,068
S_{NO} 0,09-0,04	39,53	3,69	2,73	1,76	0,30	0,96	3,032

V průběhu hledání ideálního rozmezí koncentrace S_{NO} pro tento test je vykreslen ukazatel kvality výsledku v závislosti na velikosti daného rozmezí (tedy rozdílu mezi maximální a minimální hodnotou určitého rozmezí). Ukazatel kvality je nepřímo úměrný množství spotřebovaného vzduchu a také nepřímo úměrný koncentraci celkového dusíku na odtoku:

$$\text{Ukazatel kvality} = \frac{1}{Q_{\text{vzd}} \times N_{\text{tot}}} \quad (10)$$

kde Q_{vzd} [m³/den] denní spotřeba vzduchu,
 N_{tot} [g/m³] je koncentrace celkového dusíku na odtoku.

Obr. 50 ukazuje, že vhodná velikost rozmezí pro tento konkrétní test se pohybuje mezi 0,305 a 0,315 mg/l. Stejná metoda je využita ve všech dalších testech při hledání vhodného nastavení řídicího intervalu.



Obr. 50 Ukazatel kvality ve vztahu s velikostí testovaného rozmezí koncentrace S_{NO}

Na základě tohoto testu je za optimální nastavení řídicího intervalu považováno rozmezí S_{NO} od 0,09 do 0,40 mg/l.

3.4.5.1.2 Ověření optimalizovaného nastavení na datech z dalších dnů

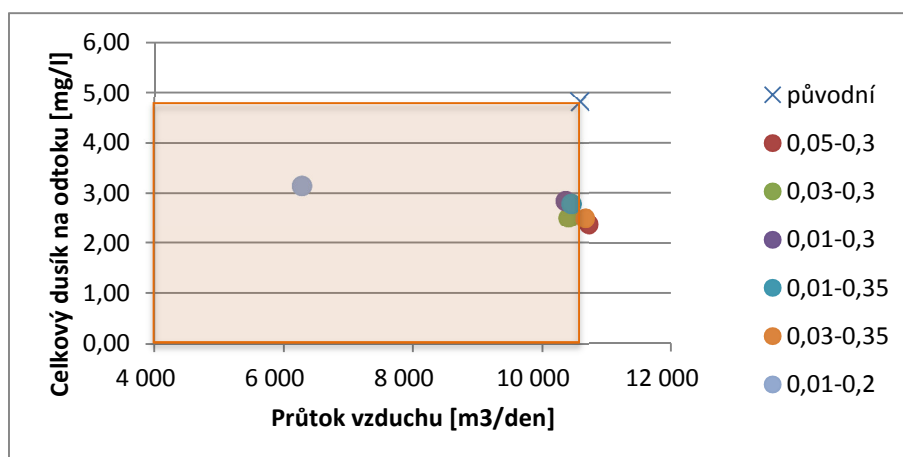
Nastavení vzešlé z testu je ověřováno na datech z 26.5.2015 a 23.6. 2015. Tab. 3.6 ukazuje, že výsledná kvalita odtoku je výrazně lepší než při původním nastavení, přičemž spotřeba vzduchu se zvyšuje jen mírně. Jelikož je ale právě snížení spotřeby vzduchu hlavním cílem, nelze tento výsledek považovat za uspokojivý.

Tab. 3.6 Výsledky simulace dnů 26.5. a 23.6. s nastavením optimalizovaným pro 6.9.

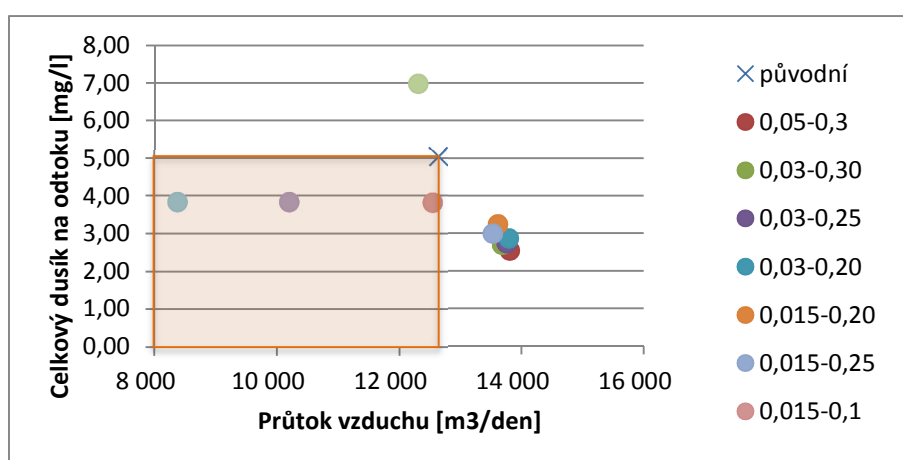
		N _{tot} [mg/l]	Q _{vzd} [m ³ /den]
26.5.2015	Původní nastavení	4,82	10 585
	NO 0,09-0,4	2,26	10 870
23.6.2015	Původní nastavení	5,03	12 634
	NO 0,09-0,4	2,42	14 017

3.4.5.1.3 Doplnující testy

Pro data z 23.6.2015 a 26.5.2015 je tedy provedeno další testování, které probíhá stejným způsobem jako pro data z 9.6.2015 a je hledán vhodný interval koncentrace S_{NO}. Výsledky jsou zobrazeny v grafech na Obr. 51 a Obr. 52.



Obr. 51 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 23.6.



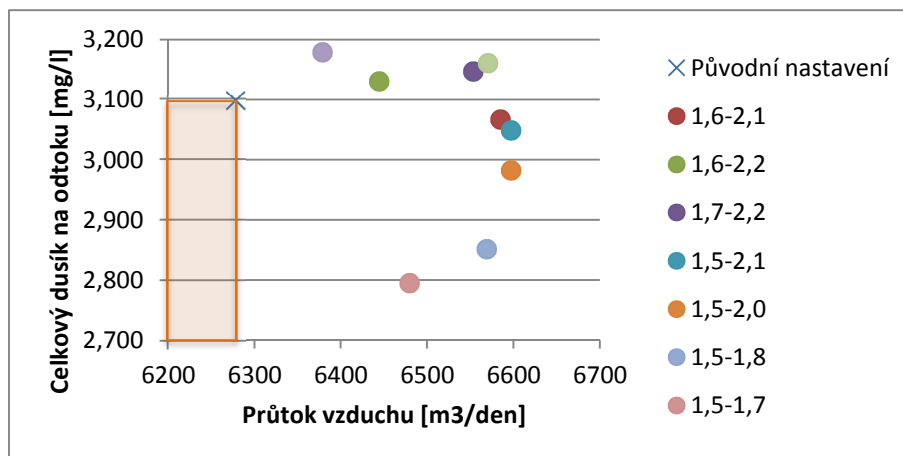
Obr. 52 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 26.5.

Pro data z 23.6.2015 a z 26.5. 2015 se řízení podle S_{NO} při určitém nastavení intervalu jeví jako velmi výhodné. I při výrazně nízkých hodnotách minima a maxima nastaveného rozmezí S_{NO} a tedy nízké spotřebě vzduchu je kvalita vody na odtoku lepší než při původním nastavení. Problémem ale zůstává, že pokud je některé nastavení, které je vhodné pro tato data, aplikováno na data z 9.6.2015, výrazně se zhorší kvalita vody na odtoku (až dvojnásobně pro celkový dusík).

Za nejlepší nastavení rozmezí S_{NO} je tedy považováno to, které je vybráno na základě testování dat z 9.6.2015 (základní test). Při aplikaci na další data sice mírně vzroste spotřeba vzduchu, ale kvalita vody na odtoku se výrazně zlepší.

Test 2.2: čas nitrifikace a denitrifikace je řízen koncentrací S_{NH}

Obr. 53 ukazuje výkon aktivace v případě řízení délky nitrifikace a denitrifikace na základě koncentrace S_{NH} s použitím dat z 9.6.2015. V žádném z testovaných rozmezí není dosaženo lepších výsledků než při původním nastavení (tj. žádný datový bod nespadá do oranžové oblasti).



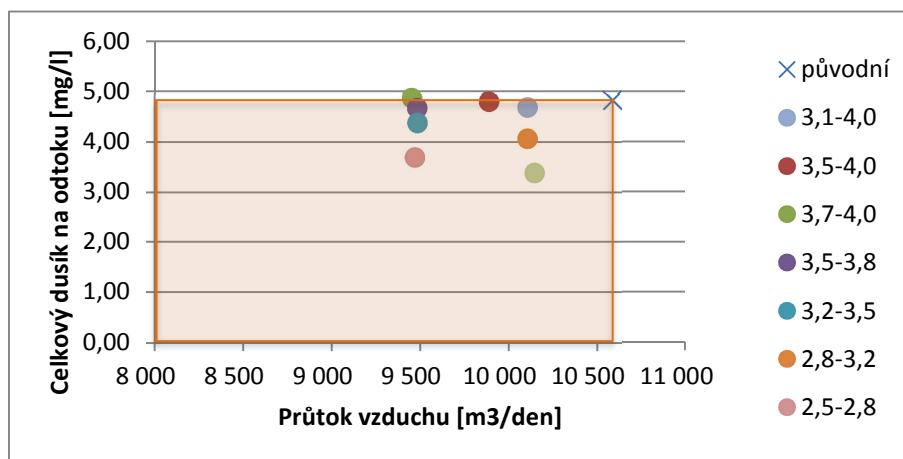
Obr. 53 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 9.6.

- Koncentrace organického dusíku je ve všech případech mírně vyšší než v případě původního nastavení, míra amonifikace je tedy snížena.
- Koncentrace S_{NO} je výrazně vyšší oproti původnímu stavu a koncentrace S_{NH} je pohyblivá. V tomto případě tedy neprobíhá dostatečná denitrifikace.
- Graf také ukazuje, že průtok vzduchu je ve všech případech výrazně vyšší.

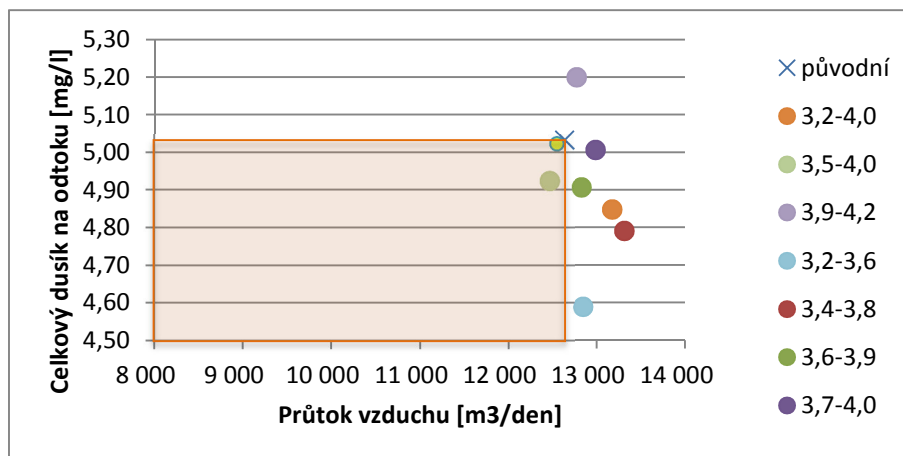
Nelze tedy nalézt vhodné nastavení intervalu S_{NH} pro data z 9.6.

Obr. 54 ukazuje, že pro průtok z 23.6. 2015 lze nalézt vhodné nastavení intervalu a toto řízení se jeví jako velmi výhodné. Z Obr. 54 je zřejmé, že pro data z 26.5. 2015 lze také nalézt vhodný interval, řízení tímto způsobem se ale nejeví tolik výhodné, jako v předchozím případě.

Řízení aerace tímto způsobem se jeví méně výhodné, než v případě testu 2.1, tedy kde řídicí veličinou je koncentrace S_{NO} .



Obr. 54 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 23.6.



Obr. 55 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 26.5.

Test 3: variabilní řídicí interval

Jelikož testy 2.1 a 2.2 ukázaly, že pro řízení je mírně vhodnější koncentrace S_{NO} než koncentrace S_{NH} , je v případě variabilního řídicího intervalu využita právě veličina S_{NO} . Pro nalezení ideálního řídicího algoritmu je nejdříve zkoumána korelace mezi složkami dusíku na přítoku (Kjeldahlův dusík, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, organický dusík a celkový dusík) a vhodnými hraničními hodnotami řídicího intervalu koncentrace S_{NO} , které byly pro každý testovaný den vybrány na základě testu 2.1. Jsou to intervaly:

- 0,090-0,400 pro 6.9. 2015,
- 0,010-0,300 pro 23.6. 2015,
- 0,015-0,100 pro 26.5.2015.

Zjištěné korelační koeficienty jsou uvedeny v Tab. 3.7. Z tabulky lze vyčíst, že nejlepší korelace hranic intervalu s přítokovými hodnotami se objevuje u přítokových hodnot obsahujících informaci o organickém dusíku (konkrétně je to koncentrace Kjeldahlova dusíku u spodní hranice a koncentrace samotného organického dusíku pro hodnotu horní hranice). Kvůli dostupnosti sond je ale nutno volit pouze mezi hodnotou amoniakálního dusíku a dusičnanového dusíku. Pro hodnotu spodní hranice existuje dobrá korelace s hodnotou amoniakálního dusíku, pro hodnotu maximální hranice hodnota s dobrou korelací neexistuje.

Tab. 3.7 Korelace mezi složkami dusíku na přítoku a hranicemi vybraného intervalu

korelované hodnoty				korelační koeficient	korelované hodnoty				korelační koeficient
TKN	-	min	0,985		TKN	-	max	0,829	
N _{NH}	-	min	0,971		N _{NH}	-	max	0,532	
N _{NO}	-	min	-0,965		N _{NO}	-	max	-0,509	
N _{ORG}	-	min	0,904		N _{ORG}	-	max	0,947	
N _{tot}	-	min	0,981		N _{tot}	-	max	0,839	

Pro všechna dostupná data jsou tedy testované varianty s oběma pohyblivými hranicemi a jedna varianta s pohyblivou spodní hranicí a pevnou horní hranicí. V případě pohyblivé hranice je její hodnota určována na základě měření hodnoty S_{NH} na přítoku do biologické části čistírny. Tato koncentrace je vynásobena koeficientem a výsledná hodnota je nastavena jako příslušná hranice řídicího intervalu koncentrace S_{NO} v nádrži. Vzhledem k tomu, že kvalita přítoku je pro jednotlivé dny v tomto případě konstantní, jsou i nastavené hranice

intervalu konstantní pro určitý den a jsou uvedeny v Tab. 3.8. Koeficienty vychází z předchozích testů a jsou také uvedeny v Tab. 3.8. Jsou určeny podle rovnice:

$$K_o = \frac{\min \text{ nebo } \max}{C_{0,X}}, \quad (11)$$

kde $C_{0,X}$ [mg/l] hodnota složky dusíku (S_{NH}) na přítoku;

min nebo max [mg/l] hodnota spodní nebo horní hranice intervalu S_{NO} , který řídí provzdušňování.

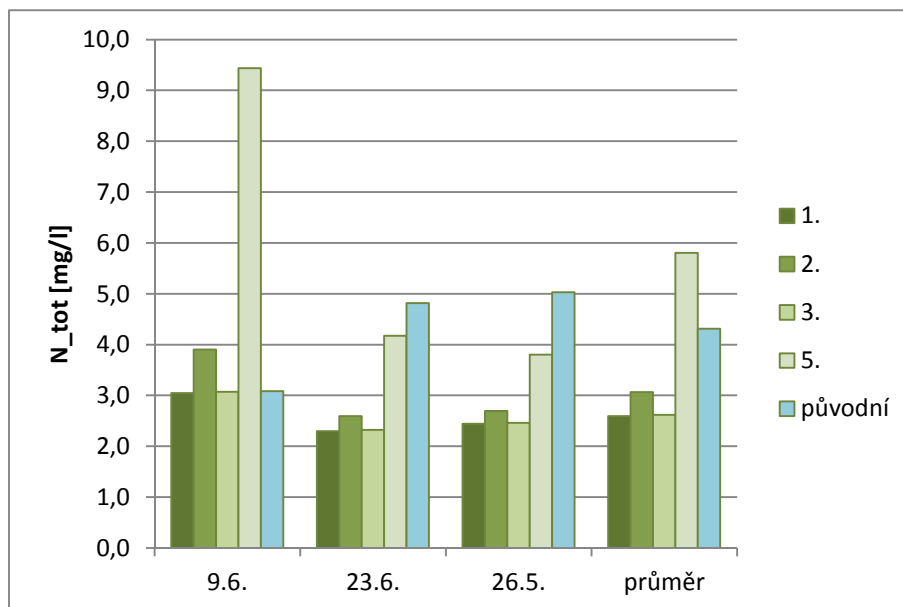
- Koeficienty v první testované variantě jsou určeny podle data s nejhorší kvalitou přítoku 9.6. (tj. výsledné hranice pro 9.6. odpovídají dříve vybraným hraničním intervalu pro toto datum),
- Koeficienty v druhé variantě jsou průměrem vypočtených ideálních koeficientů pro všechna tři data,
- Ve třetí variantě je koeficient pro spodní hranici shodný s první variantou a horní hranice je pevná (s hodnotou podle 9.6. 2015),
- Ve čtvrté variantě jsou koeficienty určeny podle data 23.6. 2015,
- V páté variantě jsou koeficienty určeny podle data 26.5. 2015.

Tab. 3.8 Přehled testovaných variant pohyblivého intervalu S_{NO}

Varianta	Koeficienty		Datum	Výsledné hodnoty (přibližně)	
	Spodní hranice	Horní hranice		Spodní hranice	Horní hranice
1.	min/ S_{NH} =0,0053	max/ S_{NH} =0,0235	6.9. 2015	0,090	0,400
			23.6. 2015	0,067	0,297
			26.5. 2015	0,074	0,328
2.	min/ S_{NH} = 0,0024	max/ S_{NH} =0,0180	6.9. 2015	0,041	0,307
			23.6. 2015	0,030	0,227
			26.5. 2015	0,033	0,251
3.	min/ S_{NH} = 0,0050	Pevná: NO_{max} =0,4 mg/l	6.9. 2015	0,085	0,400
			23.6. 2015	0,063	0,400
			26.5. 2015	0,070	0,400
4.	min/ S_{NH} = 0,0008	max/ S_{NH} =0,0237	6.9. 2015	0,014	0,404
			23.6. 2015	0,010	0,300
			26.5. 2015	0,011	0,331
5.	min/ S_{NH} = 0,0011	max/ S_{NH} =0,0072	6.9. 2015	0,019	0,123
			23.6. 2015	0,014	0,091
			26.5. 2015	0,015	0,100

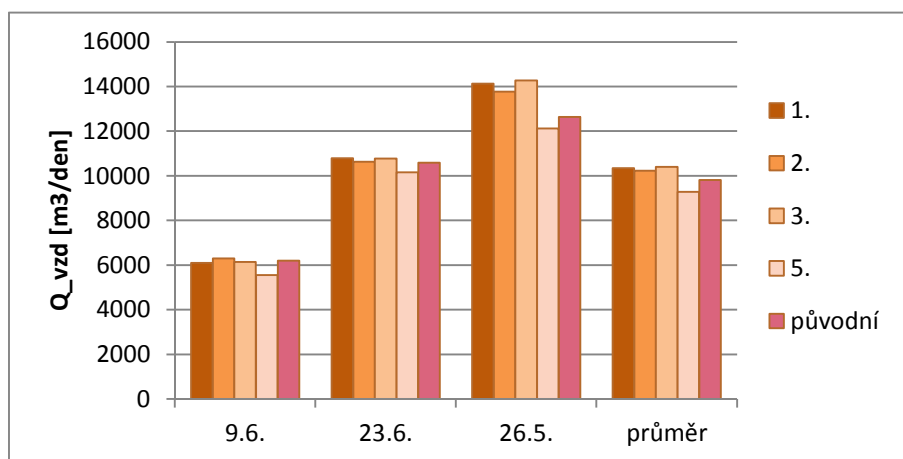
Na Obr. 56 a na Obr. 57 jsou zobrazeny parametry – celkový dusík na odtoku z čistírny a denní spotřeba vzduchu. Výsledky nejsou zobrazeny pro variantu 4., v případě 26.5. 2015 se v této variantě provzdušňování vůbec nespustilo. Lze pozorovat, že kvalita vody na odtoku ve

smyslu koncentrace celkového dusíku je při nastavení 1. a 3. výrazně zlepšená pro data z 23.6. 2015 a 26.5. 2015 a mírně zlepšená pro 9.6. 2015. Kvalita je také výrazně zlepšená při nastavení 2. a datech 23.6. 2015 a 26.5. 2015, ale při tomto nastavení je zhoršená pro 9.6. 2015. V případě nastavení 5. je kvalita extrémně zhoršená 9.6. 2015 a zlepšená v ostatních datech.



Obr. 56 Celkový dusík na odtoku z čistírny při řízení variabilním intervalem S_NO

Spotřeba vzduchu je ve variantě 1., 2. a 3. mírně zvýšená pro data 23.6. 2015 a 26.5. 2015. Pro 9.6. 2015 je při nastavení 1. a 3. spotřeba vzduchu mírně snížena a při nastavení 2. mírně zvýšená. Pro nastavení 5. je spotřeba vzduchu vždy snížena.



Obr. 57 Denní využití vzduchu při řízení variabilním intervalem S_NO

Je zřejmé, že se vždy musíme rozhodovat mezi kvalitou odtoku a snížením spotřeby energie. Ve variantách 1. a 3. je kvalita odtoku mírně až výrazně lepší, spotřeba vzduchu ale ve dvou případech ze tří narůstá. Ve variantě 5. je spotřeba snížena ve všech případech, odtoková kvalita se ve dvou případech zlepšuje, v jednom se však extrémně zvýší. Tuto skutečnost lze také pozorovat v sloupcích „průměr“; ve variantách, kdy je kvalita průměrně lepší, je spotřeba průměrně vyšší a naopak.

Přítoková data ze tří různých dnů nevypovídají dostatečně o výkonu nového nastavení. Aplikace tohoto nastavení na větší množství dat, kde ideálně kvalita je měřena kontinuálně,

sníží vliv extrémních hodnot. Může se potom ukázat, že situace z 9.6. 2015 je výjimečná a v průměru bude nastavení 5. výhodné z hlediska kvality odtoku i spotřeby vzduchu.

Diskuze testovaných možností řízení aerace

Taková nastavená, které nevyužívají k řízení měření koncentrace kyslíku a nahrazují ho měřením koncentrace složek dusíku, se ukazují jako naprosto nevhodné. Dochází zde ke zbytečně vysokému nasycení rozpuštěným kyslíkem. Důvodem je fakt, že k nárůstu koncentrace dusičnanů dochází od určité koncentrace rozpuštěného kyslíku téměř stabilní rychlostí. Rozpuštěný kyslík tedy dosáhne vysokých hodnot bez velkého vlivu na zvyšování rychlosti nitrifikace a tím pádem se spotřebovává velké množství vzduchu, respektive elektrické energie.

V případě testů 2.1 a 2.2 je ponechána regulace aerace kyslíkovou sondou, která zajišťuje, že nedojde k přesycení systému rozpuštěným kyslíkem.

Pro každé datum lze najít hodnotu rozmezí S_{NO} , ve kterém jsou výsledky simulace lepší než v původním nastavení, kde byly doby denitrifikace a nitrifikace určeny pevnými časovými úseky a v rámci nitrifikace byla aerace spouštěna a zastavována na základě měření koncentrace kyslíku. Nelze nalézt takové rozmezí hodnot S_{NO} , které by bylo výhodnější než původní nastavení pro všechna testovaná data. Pouze pro některá data lze najít vhodná rozmezí S_{NH} .

V případě variabilního intervalu S_{NO} , který se mění podle koncentrace S_{NH} v přítoku, je dosaženo nejlepších výsledků z testovaných možností. Na základě tohoto i předchozích testů lze říci, že odtoková kvalita vždy soupeří se snižováním spotřeby vzduchu. Lze nalézt taková nastavení, kde se výrazně zlepší kvalita odtoku a zároveň se pouze mírně zvýší spotřeba vzduchu (řízení pevným intervalem S_{NO} nastaveným podle 9.6. 2015, řízení variabilním intervalem S_{NO} s koeficienty nastavenými podle téhož data).

V případě řízení intervalu nitrifikace a denitrifikace je třeba definovat maximální trvání denitrifikace. Tak se zabrání tomu, aby se hodnota S_{NO} ustálila v určeném intervalu a nespustilo se provzdušňování, jako ve variantě 4. Testu 3 pro 26.5. 2015

Pro další testy je limitující dostupnost vhodných dat. Vstupní a výstupní data vypovídající o kvalitě odpadní vody jsou zatím dostupná pouze jako denní průměr. Ve skutečnosti je ale kvalita přítoku během dne proměnlivá. V případě dostupnosti kontinuálního měření kvality přítoku a odtoku během delšího časového období je možno hledat takové nastavení rozmezí S_{NO} , při kterém sice v některých obdobích klesne kvalita odtékající vody, v jiných obdobích se ale zlepší a zároveň poklesne spotřeba vzduchu. Je pravděpodobné, že v průměru potom spotřeba vzduchu mírně klesne a kvalita vody naopak mírně stoupne.

Skutečností, která může připívat k faktu, že nastavení vhodné pro všechna testovaná měření nebylo nalezeno, je vysoká kvalita odtoku a vhodné nastavení provzdušňování, které jsou v čistírně už před optimalizací. Pokud srovnáme testovanou čistírnu s výše zmiňovaným zařízením v Sonsbeck, kde bylo řízení na základě S_{NO} úspěšně zavedeno, všimneme si velkého rozdílu v odtokových koncentracích, které se pohybují v rozmezích uvedených v Tab. 3.9. Koncentrace obou složek a tedy i koncentrace celkového dusíku na odtoku je v čistírně Sonsbeck několiknásobně vyšší než v Mikulově a navíc velmi variabilní. V modelu je samozřejmě variabilita koncentrací S_{NO} a S_{NH} velmi nízká, což je důsledkem zanedbání proměnlivosti kvality vody na přítoku během dne. Lze se domnívat, že v případě reálného a tedy proměnlivého rozložení přítoku polutantů se ukáže výhodnost systému řízení aerace na základě složek dusíku.

Tab. 3.9 Porovnání odtokových koncentrací NO a NH na čistírnách Mikulov a Sonsbeck

Čistírna	Před optimalizací		Po optimalizaci	
	NH	NO	NH	NO
Sonsbeck	0,0-9,5	0,0-13,0	0,0-4,0	3,0-5,5
Mikulov	1,6-2,2	0,1-0,5	1,6-2,2	0,1-0,5

3.5 DALŠÍ MOŽNOSTI ÚSPORY ENERGIE NA ČOV MIKULOV

Na základě dříve prezentovaných údajů o spotřebě energie a především na základě informací od pracovníků čistírny jsou identifikována další místa s potenciálem úspory energie.

3.5.1 Provzdušňování uskladňovací a vyrovnávací nádrže na kal

Jak je uvedeno na schématu v Obr. 39, v rámci kalového hospodářství probíhá aerobní stabilizace kalu v nádrži, která slouží zároveň jako uskladňovací. Druhá provzdušňovaná nádrž na kal je umístěna za hygienizace systémem OSS a slouží pro zachycení kalu před jeho odvodněním pomocí odstředivky. K těmto dvěma nádržím přísluší speciální dmychárna. Dmychadla zde využívána nejsou vybavena regulací výkonu.

V současné době jsou dmychadla řízena rozhodnutím obsluhy, která má za úkol zajistit, aby uskladněný kal nepřešel do anaerobního stavu. Toto rozhodování je ale komplikované, protože nádrže nejsou vybaveny kyslíkovými sondami. Obsluha tedy odhaduje potřebu provzdušňování na základě zkušenosti, případně šplhá na můstek nad nádržemi, odkud se dá stav kalu zjistit podle jeho vzhledu. Kvůli nepřesné informaci o skutečné potřebě aerace je provzdušňování spuštěno delší dobu, než je ve skutečnosti potřeba.



Obr. 58 Kal v nádrži nedostatečně provzdušněný (vlevo) a dostatečně provzdušněný (vpravo)

K podstatným úsporám elektrické energie může dojít, pokud budou nádrže vybaveny kyslíkovými sondami. Informace z těchto sond se budou přenášet do řídicího centra. Podle aktuální koncentrace kyslíku bude pro obsluhu snazší určit potřebu provzdušňování. Vyšší úroveň optimalizace lze dosáhnout v případě využití řídicího algoritmu. Ten bude, podobně jako v případě aktivačních nádrží, udržovat koncentraci kyslíku v předem nastaveném rozmezí vypínáním a zapínáním dmychadel.

Objemy kalu v uskladňovací a vyrovnávací nádrži nejsou stabilní, hladina v obou těchto nádržích je pohyblivá. Tato skutečnost může komplikovat instalaci kyslíkových sond. Tyto sondy je nutno umístit na plovák a tento plovák připojit ke konstrukci připevněné na zdi nádrže, po které může plovák pojíždět ve vertikálním směru.

4 ZÁVĚR

Ke snaze o přiblížení čistírny energetické soběstačnosti lze přistupovat dvěma způsoby – snížit spotřebu energie nebo zvýšit její produkci. V prvním případě se zaměřujeme především na optimalizaci provzdušňování aktivačních nádrží a také na využití efektivních provzdušňovacích zařízení, čerpadel a dalších spotřebičů. Produkce bioplynu v kalovém hospodářství a jeho další přeměna na tepelnou a elektrickou energii skýtá největší možnosti v oblasti výroby energie na ČOV. Produkci lze navýšit zvláště předúpravou kalu a spoluvyháněním s dalšími organickými materiály.

V této práci byla zkoumána spotřeba elektrické energie čistírnou odpadních vod v Mikulově. Podle očekávání byl jako největší spotřebitel označen proces provzdušňování aktivačních nádrží.

Pro energetickou optimalizaci procesu provzdušňování byla zvolena změna řízení dmychadel aktivační nádrže. V navrhovaném způsobu je provzdušňování řízeno na základě měření koncentrace složek dusíku v aktivační nádrži.

Matematické modelování čistírenského procesu s aerací řízenou na základě koncentrace složek dusíku nepřineslo očekávaný výsledek – tedy konkrétní algoritmus pro řízení dmychadel se známými hodnotami rozmezí pro řídicí složku dusíku. Důvodem je nedostupnost vhodných dat – tedy kontinuálního měření kvality odpadní vody na vtoku a odtoku s delší dobou trvání. Na základě testů provedených s omezenými daty se lze domnívat, že řízení aerace za pomoci měření koncentrací složek dusíku přinese energetické úspory, je však třeba provést další testy jiným druhem dat nebo praktické zkoušky přímo na čistírně. Jako slibná varianta se jeví řízení doby nitrifikace a denitrifikace variabilním rozmezím S_{NO} , kde toto rozmezí se mění na základě koncentrace S_{NH} měřené na přítoku do biologické části čistírny. Provedené testy zároveň značí, že řízení provzdušňování na základě měření koncentrace S_{NO} může výrazně zlepšit kvalitu odtoku ve smyslu koncentrace celkového dusíku.

Mimo optimalizaci provzdušňování aktivační nádrže byla dále navržena instalace kyslíkových sond do uskladňovací a vyrovnávací kalové nádrže, díky kterým je možno efektivně řídit provzdušňování těchto nádrží na kal.

Při zpracování informací o spotřebě energie se jako klíčový problém ukázal nedostatek přesných dat o spotřebě energie jednotlivými zařízeními. Neexistence těchto měření ukazuje malý zájem provozovatele na snižování energetické náročnosti zařízení. Pro úspěšnou implementaci technologií a opatření, která sníží spotřebu energie, je klíčová právě motivace provozovatelů.

5 BIBLIOGRAFIE

1. 1.2.1 Kanalizace. *Český Statistický Úřad*. [Online] 22. 07 2015. [Citace: 07. 12 2015.] <https://www.czso.cz/documents/10180/20543727/2800211506.pdf/5a6c51ba-1f70-43c6-a0ac-dbf71f87c8ac?version=1.1>.
2. **Husmann, Mark**. Improving energy efficiency in waste water treatment. *The world bank*. [Online] Pöyry, 2009. [Citace: 02. 12 2015.] http://siteresources.worldbank.org/EXTWAT/Resources/4602122-1213366294492/5106220-1234469721549/21.3_Energy_efficiency.pdf.
3. Energy Efficiency in Water and Wastewater Facilities. *United States Environmental Protection Agency*. [Online] EPA, 2013. [Citace: 02. 12 2015.] <http://www3.epa.gov/statelocalclimate/documents/pdf/wastewater-guide.pdf>.
4. **Raclavský, Jaroslav**. Dopady stavu stokové sítě na energetickou náročnost ČOV. *Přednášky k předmětu Vybrané statě ze stokování a ČOV*. Brno : FAST VUT, 2015.
5. Vodovody, kanalizace a vodní toky - 2014. *Český Statistický Úřad*. [Online] 04. 05 2015. [Citace: 02. 12 2015.] <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2014>.
6. **Rohrbacher, Joe**. Energy Optimization and Management at WWTPs. Houston : Hazen and Sawyer, Environmental Engineers and Scientists, 2013.
7. **Úterský, Michal a Hlušík, Petr**. Návrh technických ukazatelů energetické náročnosti čistíren odpadních vod. *VODOVOD.INFO*. [Online] Vodovod.info, 17. 12 2014. [Citace: 08. 01 2016.] <http://www.vodovod.info/index.php/kanalizace-a-cov/280-navrh-technickyh-ukazatelu-energeticke-narocnosti-cistiren-odpadnich-vod#.Vo98RfKgwXi>.
8. **Bartoník, Adam a Holba, Marek**. Možné úspory energie na stávajících ČOV. *ASIO*. [Online] ASIO, spol. s r.o. [Citace: 08. 01 2016.] <http://www.asio.cz/cz/59.mozne-uspory-energie-na-stavajicich-cov>.
9. Energie odpadních vod z ČOV. *Asio*. [Online] ASIO, spol. s r.o, 2015. [Citace: 2. 12 2015.] <http://www.asio.cz/cz/energie-odpadnich-vod-z-cov>.
10. **Sandino, Julian**. Ejby Mølle Wastewater Treatment Plant Achieves Self-Sufficiency Through Energy Optimization. *Access Water*. [Online] 2015. [Citace: 2. 12 2015.] <http://www.ch2mhillblogs.com/water/2013/10/07/ejby-molle-wastewater-treatment-plant-achieves-self-sufficiency-energy-optimization/>.
11. Managing Energy Costs in Wastewater Treatment Plants. *E Source*. [Online] E Source Companies LLC, 2015. [Citace: 02. 12 2015.] <https://bizenergyadvisor.com/wastewater-treatment>.
12. **Hlavínek, Petr**. Předčištění a mechanické čištění. *Prezentace k předmětu Stokování a čištění odpadních vod*. Brno : VUT FAST, 2012.
13. Výrobní program. *Fontana*. [Online] Fontana R, s.r.o. [Citace: 16. 12 2015.] <http://www.fontana.cz/vyrobní-program.php>.
14. Produkty. *envi-pur*. [Online] ENVI-PUR, s.r.o. [Citace: 06. 12 2015.] <http://www.envi-pur.cz/cz/produkty/>.
15. **Kučerová, Radmila, Fečko, Peter a Lyčková, Barbora**. Mechanické čištění odpadních vod. *Úprava a čištění vody - Multimediální učební texty*. [Online] Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, 2010. [Citace: 2. 12 2015.] http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/Radka_2010/mc.html.

16. Separace a praní písku. *Fontana*. [Online] FONTANA R, s.r.o., 2015. [Citace: 2. 12 2015.] <http://www.fontanar.cz/separace-a-prani-pisku.php>.
17. Typizovaná výroba. *KUNST*. [Online] KUNST, spol. s r. o. . [Citace: 07. 12 2015.] <http://www.kunst.cz/cs/typizovana-vyroba>.
18. **AQUAPROCON. BŘECLAVSKO - REKONSTRUKCE A VÝSTAVBA VODOHOSPODÁŘSKÉ INFRASTRUKTURY V POVODÍ ŘEKY DYJE.** 2007.
19. **Asaithambi, P., Saravanathamizhan, R. a Matheswaran, M.** Comparison of treatment and energy efficiency of advanced oxidation processes for the distillery wastewater. místo neznámé : Springer, 2015.
20. Tlakové membránové procesy. *CZEMP*. [Online] CZEMP - Česká membránová platforma, 2015. [Citace: 07. 10 2015.] <http://www.czemp.cz/cs/membranove-procesy/tlakove-membranove-procesy>.
21. **Lyčková, Barbora.** Technologické postupy pro zpracování. *Zpracování kalů*. [Online] 2008. [Citace: 20. 07 2015.] <http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/Bara/>.
22. Energy-Efficient Sludge Thickening. *HUBER Techology*. [Online] 2015. [Citace: 05. 12 2015.] <http://www.huber.de/solutions/energy-efficiency/sludge-treatment/thickening.html>.
23. Sludge Dewatering. *HUBER Technology*. [Online] HUBER SE, 2015. [Citace: 05. 12 2015.] <http://www.huber.de/solutions/energy-efficiency/sludge-treatment/dewatering.html>.
24. **Plósz, Benedek.** Lecture 7 - Biological units operation 2: Activated sludge nitrogen removal (Nitrification and denitrification). Lyngby : DTU Environment, 2015.
25. **Hlavínek, Petr, a další, a další.** STOKOVÁNÍ A ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD, MODUL 2, ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD. Brno : VUT FAST, 2006.
26. **Seviour, Robert a Nielsen, Per H.** *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, 2010. 9781843390329.
27. **Daigger, Glen T., Lim, Henry C. a Grady, Leslie.** *Biological Wastewater Treatment, Second Edition*. CRC Press, 1998. B0087PI0SY.
28. **Hlavínek, Petr.** MODERNÍ METODY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD S OHLEDEM NA ELIMINACI DUSÍKU A FOSFORU. *Prezentace k předmětu Stokování a čištění odpadních vod*. Brno : VUT, 2012.
29. Evaluation of Energy Conservation Measures for Wastewater Treatment Facilities. Washington DC : U.S. Environmental Protection Agency, 2010.
30. **Henze, Mogens.** *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design*. London : IWA Publishing, 2008. 9781843391883.
31. **Rešetka, Dušan a Mičín, Jan.** *Komplexní projekt ZI. Stokování a čištění odpadních vod*. Brno : Vysoké učení technické, 1988. 55-606/1-88.
32. **Stříž, Michal.** Porovnání aeračních elementů. Bakalářská práce. Brno : 2010.
33. Kläranlage Sonsbeck. *NIERS VERBAND*. [Online] 08 2008. [Citace: 15. 09 2015.] http://www.niersverband.de/fileadmin/user_upload/Dateien_AW/Flyer_KA/Flyer_KA_Sonsbeck_Homepage.pdf.
34. **Hauser, H. G.** APLIKAČNÍ ZPRÁVA PROCESNÍ MĚŘENÍ NITRATAX ECO SC. Niersverband : HACH LANGE.

35. HiOx® Messner® Aeration Panels. *Parkson*. [Online] 2015. [Citace: 04. 12 2015.] <http://www.parkson.com/products/hiox-messner-aeration-panel>.
36. Centrifugal Pumps | Design Aspects . *Learn Engineering*. [Online] 2013. [Citace: 03. 12 2015.] <http://www.learnengineering.org/2013/03/centrifugal-pumps-design-aspects.html>.
37. **Reinbold, Chris a Hart, Vincent**. The Search for Energy Savings: Optimization of Existing and New Pump Stations. místo neznámé : FLORIDA WATER RESOURCE JOURNAL, 2011.
38. **Cavinato, Cristina, a další**. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. Elsevier, 2013.
39. **Angelidaki, Irini**. The anaerobic process. *Podpůrné materiály ke kurzu 12136 Bioenergy Technologies*. Lyngby : DTU, 2015.
40. **Yang, Qi, a další**. Enhanced efficiency of biological excess sludge hydrolysis under anaerobic digestion by additional enzymes - abstract. Elsevier Ltd., 2010.
41. Biosolids Technology Fact Sheet - Multi-Stage Anaerobic Digestion. *EPA*. [Online] [Citace: 15. 07 2015.] http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2006_10_16_mtb_multi-stage.pdf.
42. Acidogenesis. *WIKIPEDIA*. [Online] 2015. [Citace: 13. 07 2015.] <https://en.wikipedia.org/wiki/Acidogenesis>.
43. **Angelidaki, Irini**. Anaerobic Digestion. *kurz 12136 Bioenergy Technologies*. Lyngby : DTU, 2015.
44. Biogas. [Online] WIKIPEDIE, 2015. [Citace: 13. 07 2015.]
45. **Čekanová, Adéla**. Chemické složení bioplynu, Bakalářská práce. Brno : Fakulta strojního inženýrství, 2008.
46. **Domanský, David**. Bioplyn jako palivo pro kogenerační jednotky, Bakalářská práce. Brno : Fakulta strojního inženýrství, 2009.
47. Combined Heat and Power (CHP) Generation. *Industrial Efficiency Industrial Database*. [Online] The Institute for Industrial Productivity. [Citace: 05. 12 2015.] <http://ietd.iipnetwork.org/content/combined-heat-and-power-chp-generation>.
48. Cogeneration – Combined Heat & Power. *SIMONS BOILERS*. [Online] Simons Boilers Co , 2014. [Citace: 05. 12 2015.] <http://simonsboiler.com.au/product/cogeneration-combined-heat-power/>.
49. **Sladký, Václav**. Metody úpravy bioplynu na kvalitu zemního plynu. *biom.cz*. [Online] CZ Biom - České sdružení pro biomasu, 30. 03 2009. [Citace: 05. 12 2015.] <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/metody-upravy-bioplynu-na-kvalitu-zemniho-plynu>. 1801-2655.
50. **Neave, Graham**. Advanced anaerobic digestion: More gas from sewage sludge. *WASTE MANAGEMENT WORLD*. [Online] 2015. [Citace: 14. 07 2015.] <http://www.waste-management-world.com/articles/print/volume-10/issue-4/features/advanced-anaerobic-digestion-more-gas-from-sewage-sludge.html>.
51. **Bougrier, C., a další, a další**. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. Elsevier, 2006.

52. **Lyčková, Barbora, Fečko, Peter a Kučerová, Radmila.** Technologické postupy pro zpracování. *Zpracování kalů*. [Online] 2008. [Citace: 20. 07 2015.] <http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/Bara/>.
53. **Jeníček, Pavel.** DESINTAGRACE KALU. *VYSOKÁ ŠKOLA CHEMICKO-TECHNOLOGICKÁ V PRAZE*. [Online] 2009. [Citace: 20. 07 2015.] <http://web.vscht.cz/~jenicekp/Kalov%C3%A9%20hospod%C3%A1%C5%99stv%C3%AD/KH%203,4%20-%20dezintegrace.pdf>.
54. **Carrere, H., a další.** Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. Elsevier, 2010.
55. **Nah, In Wook, a další.** Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. Elsevier, 2000.
56. **Onyeché, Theodore I.** Economic benefits of low pressure sludge homogenization for wastewater treatment plants. Clausthal-Zellerfeld.
57. **Němec, Jan.** ZPŮSOBY PŘEDÚPRAVY K DALŠÍMU VYUŽITÍ. Brno : 2010.
58. *Pre-treatment of wastewater sludge before anaerobic digestion - hygienisation, ultrasonic treatment and enzyme dosing.* **Davidsson, Åsa a La Cour Jensen, Jes.** Lund : VATTEN, 2006.
59. Thermal hydrolysis. *WIKIPEDIA*. [Online] 2015. [Citace: 14. 07 2015.] https://en.wikipedia.org/wiki/Thermal_hydrolysis.
60. CambiTHP®. *CAMBI*. [Online] [Citace: 14. 07 2015.] <http://www.cambi.com/Products/CambiTHP>.
61. **Ariunbaatar, Javkhlan, a další.** Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. Elsevier, 2014.
62. **Kim, Dong-Hoom, a další.** Combined (alkaline + ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. Elsevier Ltd., 2010.
63. **Wonglertarak, Watcharapol a Wichitsathian, Boonchai.** Alkaline Pretreatment of Waste Activated Sludge in Anaerobic Digestion. *Journal of Clean Energy Technologies*. 2014.
64. **Devlin, D.C., a další.** The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge. Elsevier, 2011.
65. **Goel, R., a další.** Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonization. *Water Science and Technology*. IWA Publishing, 2003.
66. **Chu, Libing, a další.** Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. Elsevier, 2009.
67. **Appels, Lise, a další.** Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. Elsevier, 2011.
68. **Zhang, H.J.** Sludge Treatment to Increase Biogas Production. *TritaLWR Degree Project 10-20*. 2010.
69. Optimization of anaerobic digestion by pretreatment, additives and process engineering. *IEA Bioenergy*. [Online] 2013. [Citace: 16. 07 2015.] http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/publications/workshop/12/5_Optimisation%20by%20pre-treatment_Warthmann.pdf.

70. **Hasewaga, S., a další.** Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion - abstract. *National Center for Biotechnology Information*. [Online] 2000. [Citace: 16. 07 2015.] <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11381987>.
71. **Riffat, Rumana.** *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*. CRC Press, 2012. 978-0415669580.
72. *Take the Water2Energy Challenge*. [Online] VEOLIA. [Citace: 21. 07 2015.] <http://www.veoliawater2energy.com/en/>.
73. **Iacovidou, Eleni, Ohandja, Dieudonné-Guy a Voulvoulis, Nikolaos.** Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in the UK. Elsevier, 2012.
74. **Edelmann, W., Engeli, H. a Gradenecker, M.** Co-digestion of organic solid waste and sludge from sewage treatment. *Water Science and Technology*. IWA Publishing, 2000.
75. **Braun, Rudolf a Wellinger, Arthur.** Potential of Co-digestion. *IEA Bioenergy*.
76. **Bolzonella, D., a další.** Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Science and Technology*. IWA Publishing, 2006.
77. **Valsami-Jones, Eugenia.** Phosphorus in Environmental Technologies: Principles and Applications. Intl Water Assn, 2004. 978-1843390015.
78. Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants. Alexandria : Water Environment Federation, 2007.
79. **Kline, Michele, Gurieff, Nicholas a Bruus, Jacob.** An Evolution in Biosolids Thermal Hydrolysis Technology – Kruger's Exelys Continuous Thermal Hydrolysis System. *VEOLIA*. [Online] [Citace: 14. 08 2015.] <http://www.krugersusa.com/krugersusa/ressources/documents/1/20252,Exelys-WaterWorld-article-20110128.pdf>.
80. HUBER Heat Exchanger TubeWin. *HUBER TECHNOLOGY WASTE WATER Solutions*. [Online] HUBER SE. [Citace: 09. 12 2015.]
81. **Zhang, Yifeng.** Microbial Fuel Cells (MFC) and Emerging Bioelectrochemical Systems (BESs). *Studijní materiály k předmětu Bioenergy Technologies, DTU Environment*. Lyngby :2015.
82. **Capodaglio, Andrea G., Callegari, Arianna a Molognoni, Daniele.** MFC Application to WasteWater Treatment: Experimental Results. *Conference SIDISA 2012 - Sustainable Technology for Environmental Protection*. Milan : researchgate, 2015.
83. **San Bruno, Gema.** ENERGY RECOVERY IN EXISTING INFRASTRUCTURES WITH SMALL HYDROPOWER PLANTS. *FP6 Project Shapes (work package 5- WP5)*. Montcherand : autor neznámý, 2010.
84. Invest in micro hydro power plants. *Take the Water2Energy Challenge*. [Online] VEOLIA. [Citace: 08. 01 2016.] <http://www.veoliawater2energy.com/en/references/micro-hydro-power-plants/>.
85. **Dohányos, Michal.** Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *biom.cz*. [Online] CZ Biom - České sdružení pro biomasu, 2009. [Citace: 28. 11 2015.] <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>. 1801-2655.
86. **Karayildirim, Tamer, a další.** Characterisation of products from pyrolysis of waste sludges. Elsevier, 2006.

87. **Gerlach, Dirk.** Dirk Gerlach Experiences in municipal waste pyrolysis technologies. *Dirk Gerlach*. [Online] [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.dirk-gerlach.de/municipal-waste-pyrolysis.html>.
88. Pyrolýzní zpracování biomasy a jiných materiálů. Agronomická fakulta, Mendelova Universita v Brně.
89. **Hlavínek, Petr.** Mikrovlnná pyrolýza čistírenského kalu. *Vodovod.info*. [Online] 11. 06 2015. [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.vodovod.info/index.php/kanalizace-a-cov/312-mikrovlnna-pyrolyza-cistirenskeho-kalu#.VII20L-gwXg.1804-7157>.
90. **Kutil, Josef a Dohányos, Michal.** Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *biom.cz*. [Online] 05. 01 2005. [Citace: 28. 11 2015.] <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu-2.1801-2655..>
91. Slibverbrander Noord-Brabant in Moerdijk bespaart enorm (fotoalbum en video). *BN DeStem*. [Online] 02. 04 2015. [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.bndestem.nl/regio/moerdijk/slibverbrander-noord-brabant-in-moerdijk-bespaart-enorm-fotoalbum-en-video-1.4838107>.
92. Layman Report: sludge2energy, A way to energy self-sufficient sewage treatment plants. *sludge2energy*. [Online] HUBER SE & WTE, 2011. [Citace: 06. 12 2015.] http://www.sludge2energy.de/fileadmin/02_solutions/09_Schlammbehandlung/08_Schlammvererbrennung_Thermische_Verwertung/pro_s2e_laymann_en.pdf.
93. Fosfor lze recyklovat z více než 90 procent. *enwiweb*. [Online] 17. 04 2009. [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.enwiweb.cz/clanek/odpady/75845/fosfor-lze-recyklovat-z-vice-nez-90-procent>.
94. RecoPhos -Recovery of Phosphorus. [Online] Werbeagentur PR3000, 2012. [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.recophos.org/c/mid,1360,Project/>.
95. **Šyc, Michal, a další.** Možnosti recyklace fosforu z čistírenských kalů. Ústav chemických procesů AV ČR.
96. **Holba, Marek, a další.** Klady a zápory technologických procesů pro recyklaci a odstranění fosforu z povrchových a odpadních vod. *ASIO*. [Online] ASIO, spol. s r.o., 11. 3 2012. [Citace: 29. 11 2015.] <http://www.asio.cz/cz/79.klady-a-zapory-technologickych-procesu-pro-recyklaci-a-odstraneni-fosforu-z-povrchovych-a-odpadnich-vod>.
97. Revision of the Fertilisers Regulation (EC) No 2003/2003. *European Commission*. [Online] 10 2015. [Citace: 29. 11 2015.] http://ec.europa.eu/smart-regulation/roadmaps/docs/2012_grow_001_fertilisers_en.pdf.
98. Hydrogen and Oxygen production via electrolysis powered by renewable energies to reduce the nevironmental footprint of a WWTP. *CETAQUA*. [Online] 2012. [Citace: 06. 12 2015.] http://www.cetaqua.com/uploads/pdf/019_GreenLysis_LaymansReport1.pdf.
99. **Kotay, Shireen Meher a Das, Debabrata.** Feasibility of biohydrogen production from sewage sludge using defined microbil consortium. Lyon : 06 2006.
100. **Massanet-Nicolau, Jaime, Dinsdale, Richard a Guwy, Alan.** Hydrogen production from sewage sludge using mixed microflora inoculum: Effect of pH and enzymatic pretreatment. Pontypridd : Elsevier, 2008.
101. Production of High Purity Hydrogen from Sewage Sludge. *AsiaBiomassOffice*. [Online] New Energy Foundation. [Citace: 16. 12 2015.] http://www.asiabiomass.jp/english/topics/1201_02.html.

102. ROTAMAT® kompaktní zařízení Ro 5. *HUBER TECHNOLOGY*. [Online] Huber CS spol.s.r.o., 2015. [Citace: 28. 11 2015.] <http://www.hubercs.cz/cz/produkty/cesle-a-sita/cesle-a-sita-rotamatr/rotamatr-kompaktni-zarizeni-ro-5.html>.
103. WEST. *MIKE Powered by DHI*. [Online] [Citace: 14. 10 2015.] <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/west>.
104. **Henze, Mogens, a další.** *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London : IWA Publishing, 2000. 1 900222 24 8.
105. **Oyler, Kenny.** Headworks: Removing Inorganics and Preventing Wear. *Water and Waste Digest*. [Online] 19. 10 2001. [Citace: 21. 12 2015.] <http://www.wwdmag.com/grit-removal-equipment/headworks-removing-inorganics-and-preventing-wear>.
106. **Hlavínek, Petr, Mičín, Jan a Prax, Petr.** *Příručka stokování a čištění*. Brno : Noel 2000, 2003. 80-86020-30-4.
107. **Abusam, A. a Keesman, Karel J.** Effect of number of CSTR's on the modelling of oxidation ditches : steady state and dynamic analysis. Gent : ResearchGate, 1999.
108. **Liu, David F.H. a Liptak, Bela G.** *Environmental Engineers' Handbook, Second Edition*. CRC Press, 1997. 978-0849399718.
109. **Wang, Lawrence K., Shammas, Nazih K. a Hung, Yung-Tse.** *Handbook of Environmental Engineering*. Springer, 2009.
110. **Metcalf & Eddy a Tchobanoglous, George.** *Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse*. McGraw-Hill, 1978. 978-0070416772.
111. The Orbal® System for Biological Treatment. *Wastewater Information*. [Online] [Citace: 30. 11 2015.] <http://waterfacts.net/EN-ORBAL-BR-0308.pdf>.
112. **Pečenka, Martin.** Uspořádání technologické linky ČOV. *Prezentace k předmětu Biologické čištění odpadních vod*. Praha : VŠCHT, 13. 05 2015.
113. Sanitaire Bioloop Advanced Oxidation Ditch. *xylem*. [Online] 2012. [Citace: 30. 11 2015.] http://www.xylem.com/Assets/Resources/SB007_Sanitaire%20Bioloop%20Brochure_sm.pdf.
114. Biodenipho™ / Biodenitro™. *VEOLIA*. [Online] [Citace: 1. 12 2015.] <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/biodenipho-biodenitro/en/>.
115. **Plotěný, Karel.** Možné úspory energie na stávajících ČOV a možnosti získávání energie. *ASIO*. [Online] ASIO, spol. s r.o. <http://www.asio.cz/cz/272.mozne-uspory-energie-na-stavajicich-cov-a-moznosti-ziskavani-energie>.

6 SEZNAM TABULEK

Tab. 2.1 Specifická spotřeba elektrické energie (4)	4
Tab. 2.2 Porovnání systémů odvodnění (podle (23))	13
Tab. 2.3 Základní parametry typů aerace (podle (32)).....	18
Tab. 2.4 Účinnosti jednotlivých částí čerpacího systému podle (29).....	24
Tab. 2.5 Zvýšení produkce bioplynu spoluvyháněním s OFTKO (podle (76)).....	36
Tab. 3.1 Látkové znečištění.....	50
Tab. 3.2 Chování složek při procesech probíhajících v modelu ČOV	54
Tab. 3.3 Parametry jednotlivých CSTR	57
Tab. 3.4 Nastavené bloku „Timer“	59
Tab. 3.5 Výkon čistírny při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1	63
Tab. 3.6 Výsledky simulace dnů 26.5. a 23.6. s nastavením optimalizovaným pro 6.9.	64
Tab. 3.7 Korelace mezi složkami dusíku na přítoku a hranicemi vybraného intervalu	67
Tab. 3.8 Přehled testovaných variant pohyblivého intervalu S_NO	68
Tab. 3.9 Porovnání odtokových koncentrací NO a NH na čistírnách Mikulov a Sonsbeck	71

7 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Přístupy k energetické optimalizaci (upraveno podle (6))	4
Obr. 2 Specifický příkon elektrické energie podle velikosti ČOV (převzato z (7)).....	5
Obr. 3 Spotřeba energie na ČOV podle (9)	5
Obr. 4 Spotřeba energie na ČOV v dánském městě Odense (podle (10)) a v USA (podle (11))6	
Obr. 5 Spotřeba elektrické energie na ČOV Brno Modřice	6
Obr. 6 Spotřeba energie pocházející ze vstupů: elektřina, zemní plyn	7
Obr. 7 Druhy membránových procesů (20)	12
Obr. 8 R-D-N proces (upraveno podle (26))	15
Obr. 9 SBR proces (upraveno podle (27)).....	16
Obr. 10 Dvoukalový systém (upraveno podle (28)).....	16
Obr. 11 Turbodmychadlo se vzduchovým ložiskem.....	20
Obr. 12 Umístění ČOV Sonsbeck	21
Obr. 13 Hodnoty na odtoku před a po zavedení řízení na základě koncentrace dusičnanů (34)	21
Obr. 14 Ultra-jemnobublinná aerace ve formě panelů (35)	22
Obr. 15 Vertikální mechanický aerátor s dvěma oběžnými koly	23
Obr. 16 Parametry čerpadla (upraveno podle (37)).....	24
Obr. 17 Různé způsoby regulace čerpadla (upraveno podle (29))	25
Obr. 18 Efektivita čerpání v závislosti na počtu čerpadel (upraveno podle (37)).....	26
Obr. 19 Anaerobní vyhnívání (podle (43)).....	28
Obr. 20 Schéma kogenerační jednotky (upraveno podle (48))	29
Obr. 21 Schéma lyzační zahušťovací odstředivky	31
Obr. 22 Tryska s kolizní deskou (55).....	31
Obr. 23 Schéma vysokotlakého homogenizátoru (56)	32
Obr. 24 Schéma kulového mlýnu (57)	32
Obr. 25 Schéma termické lyzace kalů	33
Obr. 26 Umístění ČOV Treviso	35
Obr. 27 Umístění ČOV Hillerød	36
Obr. 28 Schéma rekuperace tepla na ČOV Brno Modřice	38
Obr. 29 Tepelný výměník TubeWin (80).....	38
Obr. 30 Schéma MFC (upraveno podle (81))	39
Obr. 31 Možnosti konfigurace čistírny s malou vodní elektrárnou (83).....	40
Obr. 32 Schéma umístění turbíny (84)	40
Obr. 33 Reaktor pro mikrovlnnou depolymerizaci (pyrolýzu) od firmy Bionic (89)	42

Obr. 34 Spalovna čistírenských kalů N.V. Slibverwerking Noord-Brabant (upraveno podle (91)).....	42
Obr. 35 Sludge2water zpracování kalu v Straubing (upraveno podle (92)).....	43
Obr. 36 Kompaktní jednotka mechanického předčištění (102).....	47
Obr. 37 Selektor	48
Obr. 38 Schéma aktivačních nádrží.....	48
Obr. 39 Schéma ČOV Mikulov	49
Obr. 40 Spotřeba elektrické energie na ČOV Mikulov	51
Obr. 41 Frakcionační model	52
Obr. 42 Schéma rozdělení aktivační nádrže pro potřeby modelování	57
Obr. 43 Rozvržení objektů čistírny v modelu s původním nastavením	58
Obr. 44 Složky dusíku na odtoku z čistírny během simulace s ustáleným přítokem	59
Obr. 45 Provzdušňování v modelu čistírny	60
Obr. 46 Koncentrace složek dusíku a jejich závislost na koncentraci rozpuštěného kyslíku ..	60
Obr. 47 Rozvržení objektů čistírny v modelu pro test 3	62
Obr. 48 Koncentrace kyslíku a složek dusíku při testu 1, použita data z 9.6., interval NO 0,1-0,3 mg/l.....	62
Obr. 49 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 9.6.	63
Obr. 50 Ukazatel kvality ve vztahu s velikostí testovaného rozmezí koncentrace S_NO	64
Obr. 51 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 23.6.	65
Obr. 52 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.1 pro 26.5.	65
Obr. 53 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 9.6.	66
Obr. 54 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 23.6.	66
Obr. 55 Porovnání výkonu při původním nastavení aerace a při její změně při testu 2.2 pro 26.5.	67
Obr. 56 Celkový dusík na odtoku z čistírny při řízení variabilním intervalem S_NO.....	69
Obr. 57 Denní využití vzduchu při řízení variabilním intervalem S_NO	69
Obr. 58 Kal v nádrži nedostatečně provzdušněný (vlevo) a dostatečně provzdušněný (vpravo)	71

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

KGJ	...	kogenerační jednotka
AOP	...	advanced oxidation processes
UV	...	ultrafialové záření
MUCT	...	Modified University of Cape Town proces
A ² /O	...	Anaerobic/Anoxic/Oxic konfigurace pro odstranění dusíku
SBR	...	sequencing batch reactor
OTR	...	oxygen transfer rate – přenosová rychlost kyslíku [mg/(l.hod)]
OUR	...	oxygen uptake rate – rychlost spotřeby kyslíku [mg/(l.hod)]
K _L a	...	objemový koeficient přenosu kyslíku [1/hod]
OC	...	oxygenační kapacita [kg/(m ³ /den)]
EPA	...	Environmental Protection Agency
CHP	...	combined heat and power (kombinovaná produkce tepla a elektřiny)
OFTKO	...	oranická frakce tuhého komunálního odpadu
OSS	...	oxyterm sludge system
RL	...	rozpuštěné látky
PL	...	celkový obsah pevných látek
TL	...	těkavé látky
ČOV	...	čistírna odpadních vod
DN	...	dosazovací nádrž
PK	...	přebytečný kal
VK	...	vratný kal
WWTP	...	waste water treatment plant
EO	...	ekvivalentní obyvatel
MFC	...	microbial fuel cell = mikrobiální palivový článěk
CHSK	...	chemická spotřeba kyslíku
BSK	...	biologická spotřeba kyslíku
NL	...	nerozpuštěné látky
TKN	...	Kjeldahlův dusík
ASM	...	Activated Sludge Model
IWA	...	International Water Association
S _I	...	koncentrace inertního rozpuštěného materiálu v odpadní vodě [mg/l]
X _I	...	koncentrace inertního materiálu v odpadní vodě ve formě částic [mg/l]
S _S	...	koncentrace snadno rozložitelného materiálu v odpadní vodě [mg/l]
X _S	...	koncentrace obtížně rozložitelného materiálu v odpadní vodě [mg/l]

S_NH	...	koncentrace amoniakálního dusíku v odpadní vodě [mg/l]
S_NO	...	koncentrace dusičnanového dusíku v odpadní vodě [mg/l]
S_ND	...	koncentrace rozpuštěného organického dusíku v odpadní vodě [mg/l]
X_ND	...	koncentrace organického dusíku v odpadní vodě ve formě částic [mg/l]
X_BH	...	koncentrace heterotrofní biomasy v odpadní vodě [mg/l]
X_BA	...	koncentrace autotrofní biomasy v odpadní vodě [mg/l]
S_O	...	koncentrace rozpuštěného kyslíku v odpadní vodě [mg/l]
S_ALK	...	kyselinová neutralizační kapacita odpadní vody [mg/l]
X_P	...	koncentrace inertního produktu rozkladu biomasy [mg/l]

9 SUMMARY

The reduction of the energy consumption is nowadays a trending topic not only in the field of waste water treatment. Since the requirements for the WWTP outlet quality are increasing at the same time, the energy optimization becomes very challenging for the plants operators. This thesis presents possible approaches to the energy optimization and summarizes technologies and interventions, where some of them are in the research phase while the others are successfully implemented. The emphasis is on optimization of the activated tanks aeration control, optimization of the pumps operation and increase of the biogas production combined with heat and power generation.

The contribution of the activation tanks aeration process to the overall energy consumption of a plant is highlighted. The importance of this process is documented by energy consumption data originating in different parts of world.

Waste water treatment plant in Mikulov, South Moravia in Czech Republic, is presented and the energy consumption in this plant is examined. As a result, significant predominance of the activated tanks aeration in the energy consumption is observed, and thus a substantial part of this thesis is devoted to its improvement.

Optimization of the aeration control, that is newly regulated based on the concentration of nitrogen compounds in the activation tank, is tested using a mathematical model. Based on the previously processed survey of the overall energy consumption in the Mikulov plant and using an information form the plant operator, an outline of other possible energy conservation measures is suggested.